



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

BÁRBARA LUIZA BRANDENBURG DOS SANTOS

**DESENVOLVIMENTO DA ECOTECNOLOGIA DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
APLICADOS PARA O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE EFLUENTES
NOS ÚLTIMOS 30 ANOS**

CERRO LARGO – RS

2018

BÁRBARA LUIZA BRANDENBURG DOS SANTOS

**DESENVOLVIMENTO DA ECOTECNOLOGIA DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
APLICADOS PARA O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE EFLUENTES
NOS ÚLTIMOS 30 ANOS**

Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado como requisito para obtenção de grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul – *campus* Cerro Largo.

Orientadora: Profa. Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves

Co-Orientadora: Dra. Catiane Pelissari

CERRO LARGO – RS

2018

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Santos, Bárbara Luiza Brandenburg dos
Desenvolvimento da ecotecnologia dos wetlands
construídos aplicados para o tratamento descentralizado
de efluentes nos últimos 30 anos / Bárbara Luiza
Brandenburg dos Santos. -- 2018.
192 f.:il.

Orientadora: Doutora Alcione Aparecida de Almeida
Alves.

Co-orientadora: Doutora Catiane Pelissari.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Engenharia Ambiental e Sanitária, Cerro Largo, RS ,
2018.

1. Material Filtrante. 2. Macrófita. 3. Modalidade de
wetland. 4. Wetland. 5. Revisão Sistemática. I. Alves,
Alcione Aparecida de Almeida, orient. II. Pelissari,
Catiane, co-orient. III. Universidade Federal da
Fronteira Sul. IV. Título.

BÁRBARA LUIZA BRANDENBURG DOS SANTOS

**DESENVOLVIMENTO DA ECOTECNOLOGIA DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
APLICADOS PARA O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE EFLUENTES
NOS ÚLTIMOS 30 ANOS**

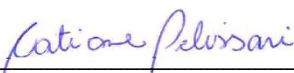
Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentado como requisito para obtenção de grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal da Fronteira Sul – *campus* Cerro
Largo.

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e
aprovado pela banca em: 10/12/2018

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves – UFFS



Dra. Catiane Pelissari – UFSC



Prof. Dr. Fabiano Cassol – UFFS

AGRADECIMENTO

Agradecer, mostrar ou manifestar gratidão. Neste exato momento é o sentimento que toma conta de mim. Inicialmente, sou grata a Deus, por ter-me contemplado com paciência, tolerância, discernimento e sendo o suporte necessário quando a calma não se fazia presente em alguns momentos.

A minha família, por todo amor, carinho, encorajamento empregado ao longo dos anos de graduação, em especial, no momento de realização do meu trabalho de conclusão de curso. O suporte de vocês foi essencial para atingir meu objetivo final. Concluir a graduação com êxito.

A minha mãe, Lenir, o teu apoio e compreensão foram determinantes nos momentos difíceis. Ao meu pai, Marcos, pelas palavras doces de incentivo, jamais me deixando desanimar quando achei que não fosse conseguir. Obrigada!

Aos meus irmãos, sobrinhas, avós, tios, tias e primos. Foi de extrema importância a compreensão de vocês nos momentos em que não me fazia presente em razão da minha dedicação aos estudos, sempre entendendo que o futuro se constrói com dedicação constante no tempo presente e que é preciso estabelecer prioridades. A hora é agora! Portanto, Obrigada!

Aos mestres, que tiveram um papel extremamente significativo ao longo desta jornada. Em especial, a minha orientadora, Professora Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves, este trabalho não existiria sem o seu apoio, ideias e ensinamentos para motivar a pesquisa. Obrigada, por todo o suporte ao longo da conclusão do trabalho.

A minha Co-orientadora Dra. Catiane Pelissari pelas correções e incentivos. Suas palavras foram de grande valia para tornar-me uma acadêmica, uma pesquisadora e certamente uma Engenheira melhor com todas as qualidades admiráveis. Obrigada, pela atenção e contribuição nesta jornada.

Por fim, e não menos importante, àqueles que de alguma forma fizeram parte da minha conquista, o meu sincero agradecimento, pois, nenhum caminho é tão longínquo e árduo que não possa ser percorrido. Nenhum esforço é grande demais quando você decidiu empreender energia naquilo que faz seu coração vibrar. Sendo assim, acredito que tive a oportunidade de agradecer às pessoas mais importantes nesse inesquecível momento da minha vida, vocês sabem muito bem quem são. Agora, com o diploma quase em mãos e pronta para alçar novos voos, nunca é demais repetir: Obrigada, obrigada e obrigada!

RESUMO

Na ecotecnologia de *wetlands*, os diferentes elementos atuantes no processo de tratamento, como os critérios de dimensionamento e operação (carga orgânica, regime de alimentação, taxa hidráulica, e outros), a modalidade de *wetland*, a composição do maciço filtrante e as macrófitas utilizadas, apresentam características particulares sujeito à localização do projeto e/ou sua aplicação. A variabilidade significativa nos dados dos parâmetros citados anteriormente dificulta uma análise comparativa e uma tendência de padronização. Em virtude disso, no Brasil não há normas regulamentadoras de construção, operação e manutenção para essa tecnologia. O presente trabalho reúne a compilação de 274 artigos científicos de revistas indexadas (fator de impacto > 1,0), a fim de mapear e discutir os avanços desse modelo de tratamento, com o objetivo geral de avaliar o desempenho da aplicação de diferentes modalidades de *wetlands* construídos (WC) sob o contexto do saneamento descentralizado em um período de 30 anos (1980 a 2018). Para tanto, realizou-se uma revisão sistemática com análise estratificada de artigos científicos em revistas indexadas, duas plataformas internacionais: *Scopus* e *Science Direct*, devido a estas conterem o maior número de estudos que abordam a temática de *wetlands*. A partir disto, determinou-se a palavra-chave “*wetlands*” para selecionar os artigos e realizou-se os *downloads* de 391 artigos científicos (*Scopus*) e 694 artigos científicos (*Science Direct*). Em sequência, efetuou-se a amostragem estratificada, por meio da qual se determinou a análise de 25 %, resultando em 100 (*Scopus*) e 174 (*Science Direct*) artigos, totalizando em 274 artigos científicos. A *posteriori*, estabeleceu-se os tópicos à revisão sistemática, sendo estes: referência; base de dados; país; arranjo tecnológico; modalidade de WC; material filtrante; macrófita; regime hidráulico; volume; efluente tratado; carga orgânica aplicada (em termos de DQO e DBO); taxa hidráulica; carga de nitrogênio total; relação C/N afluente; remoções de poluentes; objetivo geral da pesquisa; e técnica analítica empregada (TAE). A partir das análises destes parâmetros foi possível explicitar os principais agentes atuantes, a fim de, avaliar o desempenho da aplicação das distintas modalidades de WC no período de 1980 a 2018 sob o contexto do saneamento descentralizado. Os resultados mostraram que ao longo das três décadas, a evolução da aplicação de diferentes modalidades de *wetlands* apresentou uma tendência de diminuição da utilização dos WN (*wetlands* naturais) e maior emprego dos WC. A partir da metade da década de 1990, iniciou-se uma tendência de procura à evolução dos WC de fluxo superficial (WCFS) e subsuperficial (WCFSS). Observou-se um aumento gradativo de estudos com o emprego de WC horizontal (WCH), WC vertical descendente (WCVD), WC vertical ascendente (WCVA), sistema híbrido (WCVD – WCH) e WC vertical de fundo saturado (WCV-FS). O WCH como pós-tratamento de águas residuárias foi o arranjo tecnológico mais empregado ao longo do período avaliado perfazendo um total de 97 estudos, seguido de WCFS, WCVD, WC e WN, com respectivos números de artigos científicos, 70, 58, 42 e 36. Os tipos de efluentes tratados mais abordado nos estudos, foram: efluentes domésticos ou sanitários (105 artigos), efluentes de atividades agroindustriais (61 artigos), esgotos industriais (59 artigos), águas superficiais (41 artigos) e efluentes sintéticos (25 artigos). As macrófitas mais empregadas nas diferentes modalidades de WC foram as dos gêneros *Phragmites spp.* (110 artigos), *Typha spp.* (86 artigos), *Scirpus spp.* (24 artigos), *Cyperus spp.* (22 artigos), *Juncus spp.* (19 artigos), *Schoenoplectus spp.* (15 artigos), *Carex spp.* (13 artigos), *Pontederia spp.* (10 artigos), *Iris spp.* (10 artigos) e *Canna spp.* (10 artigos). Os tipos de maciços filtrantes mais empregados foram: cascalho (130 artigos), areia (76 artigos), argila (18 artigos), solo (14 artigos) e compostos orgânicos (11 artigos). Os poluentes tratados nos estudos corresponderam a: compostos nitrogenados (136 artigos), matéria orgânica (66 artigos), compostos com fósforo (62 artigos), metais (43 artigos), série de sólidos

(42 artigos) e agrotóxicos (26 artigos). Verificou-se ainda, que a maioria dos valores adotados nos estudos atribuem o carregamento orgânico em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) variando de 0,05 g DBO m⁻² d⁻¹ a 70.200 g DBO m⁻² d⁻¹ e de 0,07 g DQO m⁻² d⁻¹ a 50.000.000 g DQO m⁻² d⁻¹. Com relação a carga de nitrogênio total (NT) aplicada os valores variam de 0,00196 g NT m⁻² d⁻¹ a 685.800 g NT m⁻² d⁻¹. Os valores de taxa hidráulica afluyente variaram de 0,003 mm d⁻¹ a 25.920.000 mm d⁻¹. No caso da concentração de DBO, DQO e NT os valores variaram de 0,483 mg DBO L⁻¹ a 68163,00 mg DBO L⁻¹, de 0,0000207 mg DQO L⁻¹ a 57934,80 mg DQO L⁻¹ e de 0,01 mg NT L⁻¹ a 116912 mg NT L⁻¹. Estes elementos constituintes e as condições operacionais foram consideradas como alternativas promissoras para a maximização dos desempenhos das distintas modalidades de WC no tratamento de diferentes efluentes.

Palavras chave: Material Filtrante. Macrófita. Modalidade de *Wetland*. *Wetland*. Revisão Sistemática.

ABSTRACT

The different active elements in the process of treatment on wetlands ecotechnology, such as the sizing and operating criteria (organic load, add rate, hydraulic loading rate, among others), the wetland mode, the filter media composition and the macrophytes used, present particular characteristics subject to the location of the project and/or its application. The significant variability in the parameters data mentioned above makes it difficult to compare and standardize. Because of that, in Brazil there are no regulatory standards for construction, operation and maintenance for this technology. This paper compiles the compilation of 274 scientific articles from indexed journals (impact factor > 1.0), in order to map and discuss the advances of this treatment model, with the general aim of evaluating the performance of the application of different constructed wetland types (WC) under the context of decentralized sewage over a period of 30 years (1980 to 2018). Therefore, a systematic review was carried out with stratified analysis of scientific articles in indexed journals, two international platforms: Scopus and Science Direct, because they contain the largest number of studies addressing wetlands. From this, the keyword "wetlands" was determined to select the articles and the downloads of 391 scientific articles (Scopus) and 694 scientific articles (Science Direct) were carried out. After that, a stratified sampling was performed by means of which the analysis of 25 % was determined, resulting in 100 (Scopus) and 174 (Science Direct) articles, totalizing in 274 scientific articles. Subsequently, the topics were established to the systematic review, being these: reference; data base; country; technological arrangement; WC mode; filter material; macrophyte; hydraulic system; volume; treated effluent; applied organic load (in terms of COD and BOD); hydraulic application rate; total nitrogen load; affluent C/N ratio; removal of pollutants; general objective of the research; and analytical technique employed (ATE). From the analysis of these parameters it was possible to explain the main agents in order to evaluate the performance of the different WC modalities in the period from 1980 to 2018 under the context of decentralized sewage. The results showed that during the three decades, the evolution of the application of different modalities of wetlands presented a tendency to decrease the use of WN (natural wetlands) and greater use of WC. From the mid-1990s onwards, a trend towards demand for WC evolution of surface flow (WCFS) and subsurface (WCFSS). There was a gradual increase of studies with the use of horizontal WC (WCH), vertical descendent WC (WCVD), vertical ascendent WC (WCVA), hybrid system (WCVD - WCH) and saturated vertical WC (WCV - FS). The WCH as post-treatment of wastewater was the most used technological arrangement over the evaluated period, making a total of 97 studies, followed by WCFS (70 articles), WCVD (58 articles), WC (42 articles) and WN (36 articles), with respective numbers of scientific articles. The most studied types of effluents addressed in the studies were: household or sanitary effluents (105 articles), effluents from agroindustry activities (61 articles), industrial sewage (59 articles), surface water (41 articles) and synthetic effluent (25 articles). The most used macrophytes in the different WC modalities were those of the genus *Phragmites* spp. (110 articles), *Typha* spp. (86 articles), *Scirpus* spp. (24 articles), *Cyperus* spp. (22 articles), *Juncus* spp. (19 articles), *Schoenoplectus* spp. (15 articles), *Carex* spp. (13 articles), *Pontederia* spp. (10 articles), *Iris* spp. (10 articles) e *Canna* spp. (10 articles). The types of filtering masses most used were: gravel (130 articles), sand (76 articles), clay (18 articles), soil (14 articles) and organic compounds (11 articles). The pollutants treated in the studies corresponded to nitrogen compounds (136 articles), organic matter (66 articles), phosphorus compounds (62 articles), metals (43 articles), solids series (42 articles) and agrochemicals (26 articles). It was also verified that most of the values adopted in the studies attributed the organic load in terms of biochemical oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) ranging from 0.05

g BOD m⁻² d⁻¹ to 70,200 g BOD m⁻² d⁻¹ and from 0.07 g COD D m⁻² d⁻¹ to 50,000,000 g COD m⁻² d⁻¹. In relation to total nitrogen (TN) applied the values vary from 0.00196 g TN m⁻² d⁻¹ to 685,800 g TN m⁻² d⁻¹. The values of affluent hydraulic rate ranged from 0.003 mm d⁻¹ to 25,920,000 mm d⁻¹. In the case of the concentration of BOD, COD and TN the values varied from 0.483 mg BOD L⁻¹ to 68,163.00 mg BOD L⁻¹, from 0.0000207 mg COD L⁻¹ to 57,934.80 mg COD L⁻¹ and from 0.01 mg TN L⁻¹ to 116912 mg TT L⁻¹. These constituent elements and operational conditions were considered as promising alternatives for the maximization of performances of the different WC modalities in the treatment of different effluents.

Key words: Bed media. Macrophyte. Wetland modality. Wetland. Systematic Review.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – REPRESENTAÇÃO DA FORMAÇÃO DE BIOFILME.	25
FIGURA 2 – PERFIL ESQUEMÁTICO DOS AMBIENTES AQUÁTICO, <i>WETLANDS</i> E TERRESTRE.....	27
FIGURA 3 – CLASSIFICAÇÃO DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	33
FIGURA 4 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UM <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO HORIZONTAL.....	34
FIGURA 5 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UM <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO VERTICAL DESCENDENTE.	36
FIGURA 6 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UM <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO.	37
FIGURA 7 – CURVA GRANULOMÉTRICA DESENVOLVIDA BASEADO EM AREIA MÉDIA.	42
FIGURA 8 – MACRÓFITAS EMERGENTES.....	45
FIGURA 9 – MACRÓFITAS SUBMERSAS.....	46
FIGURA 10 – MACRÓFITAS FLUTUANTES.	46
FIGURA 11 – ESQUEMA METABÓLICO DE DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DA MATÉRIA ORGÂNICA...55	
FIGURA 12 – DIAGRAMA DAS FRAÇÕES DE SÓLIDOS OBTIDAS NO ENSAIO DA SÉRIE DE SÓLIDOS.	58
FIGURA 13 – CARACTERIZAÇÃO DA RETENÇÃO E/OU REMOÇÃO DOS SÓLIDOS NO WC DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL.....	59
FIGURA 14 – ROTAS DE TRANSFORMAÇÃO DE NITROGÊNIO EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	61
FIGURA 15 – FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DA REVISÃO SISTEMÁTICA COM ANÁLISE ESTRATIFICADA DE ARTIGOS EM REVISTAS CIENTÍFICAS.	84
FIGURA 16 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES DAS DISTINTAS MODALIDADES DE <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE NO QUAL FOI REALIZADO O ESTUDO.....	94
FIGURA 17 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E O MACIÇO FILTRANTE EMPREGADO.	96
FIGURA 18 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E O EFLUENTE TRATADO.	105
FIGURA 19 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E OS POLUENTES TRATADOS.....	111

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – FAIXA DE VALORES PARA POROSIDADE CONFORME A CLASSE DE SOLO.	41
TABELA 2 – VALORES DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DE DISTINTOS MATÉRIAS FILTRANTES UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.	41
TABELA 3 – CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DO FÓSFORO EM DIFERENTES TIPOS DE MATERIAIS FILTRANTES.	73
TABELA 4 – CONCENTRAÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS PRESENTES EM ESGOTOS DOMÉSTICOS.	74
TABELA 5 – REMOÇÃO DE PATÓGENOS EM SISTEMAS MUNICIPAIS.	75
TABELA 6 – LIMITES DOS PARÂMETROS DE LANÇAMENTO DO EFLUENTE SANITÁRIO CONFORME A RESOLUÇÃO Nº 430/2011 DO CONAMA.	79
TABELA 7 – LIMITES DE DBO ₅ , DQO E SS DO EFLUENTE SANITÁRIO PARA TRATAMENTO DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO Nº 355/2017 DO CONSEMA.	80
TABELA 8 – LIMITES DE FÓSFORO TOTAL, NITROGÊNIO AMONÍACAL E COLIFORMES TERMOTOLERANTES DO EFLUENTE SANITÁRIO PARA TRATAMENTO DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO Nº 355/2017 DO CONSEMA.	80
TABELA 9 – LIMITES DOS PARÂMETROS DO EFLUENTE SANITÁRIO SEGUNDO AS CLASSES DE LANÇAMENTO CONTIDAS NA ABNT NBR Nº 13969/1997.	81
TABELA 10 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES DAS DISTINTAS MODALIDADES DE <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE NO QUAL FOI REALIZADO O ESTUDO.	94
TABELA 11 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E O MACIÇO FILTRANTE EMPREGADO.	97
TABELA 12 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E A MACRÓFITA EMPREGADA.	99
TABELA 13 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E O EFLUENTE TRATADO.	106
TABELA 14 – VALORES DAS REMOÇÕES DOS POLUENTES CONFORME A ESTRATÉGIA OPERACIONAL E A REFERÊNCIA DO ARTIGO.	109
TABELA 15 – VARIAÇÃO DO NÚMERO DE PUBLICAÇÕES REFERENTE AOS <i>WETLANDS</i> DE ACORDO COM O CONTINENTE E OS POLUENTES TRATADOS.	112
TABELA 16 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DOS COMPOSTOS NITROGENADOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.	113

TABELA 17 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.	114
TABELA 18 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.....	115
TABELA 19 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE METAIS PESADOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.	116
TABELA 20 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.....	117
TABELA 21 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE AGROTÓXICOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.....	118
TABELA 22 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.	119
TABELA 23 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DOS PRODUTOS FARMACÊUTICOS E DE CUIDADOS PESSOAIS FÁRMACOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.	120
TABELA 24 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DOS HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS DE ACORDO COM A MODALIDADE DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADO.	121
TABELA 25 – PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO, E VALORES DE CONCENTRAÇÃO E CARGA APLICADA NOS ESTUDOS ANALISADOS.	122

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – MACRÓFITAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS POR <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	45
QUADRO 2 – PRINCIPAIS FUNÇÕES DAS MACRÓFITAS NOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	47
QUADRO 3 – AÇÃO DAS MACRÓFITAS NA REMOÇÃO DE POLUENTES EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	48
QUADRO 4 – PRINCIPAIS MICRO E MACRO ORGANISMOS PRESENTES NAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS.	51
QUADRO 5 – SÍNTESE DE FATORES QUE AFETAM A FORMAÇÃO E O ESTABELECIMENTO DE BIOFILMES.	52
QUADRO 6 – PRINCIPAIS MECANISMOS DE REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO PARA OS CONSTITUINTES DE INTERESSE EM EFLUENTES NOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	53
QUADRO 7 – FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUENCIAM NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.	68
QUADRO 8 – REFERÊNCIAS DOS TRABALHOS AVALIADOS E MODALIDADES DE <i>WETLANDS</i> EMPREGADAS, REFERENTE OS CONTINENTES E PAÍSES NOS QUAIS FORAM REALIZADOS OS ESTUDOS.	86

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Antraceno
ACE	Acenafteno
ACL	Acenaftileno
Al	Alumínio
AMPA	Ácido Aminometilfosfônico
Anammox	<i>Anaerobic ammonium oxidation</i>
AOA	Arqueas Oxidantes de Amônia
AOB	Bactérias Oxidantes de Amônia
AZI	Azitromicina
B	Boro
BAA	Benzo(a)antraceno
BAP	Benzo(a)pireno
BBF	Benzo(b)fluoranteno
BGP	Benzo(ghi)perileno
BKF	Benzo(k)fluoranteno
C	Carbono
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CANON	<i>Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite</i>
CAR	Carbamazepina
Cd	Cádmio
CF	Coliformes Fecais
CHR	Criseno
CIP	Ciprofloxacina
CLA	Claritromicina
Co	Cobalto
CO(NH ₂) ₂	Ureia
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Termotolerantes

CT	Coliformes Totais
Cu	Cobre
d ₁₀	Diâmetro Efetivo
d ₆₀	Diâmetro Correspondente a 60 %
DBA	Dibenzo(ah)antraceno
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio padrão de 5 dias
DBO _u	Demanda Última de Oxigênio
DCF	Diclofenaco
DNA	Ácido Desoxirriboucleico
DOX	Doxiciclina
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Escherichia Coli
EF	Estreptococos Fecais
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
FISH	<i>Fluorescence in situ Hybridization</i>
FL	Fluoreno
FLU	Fluoranteno
FT	Ferro total
H ₂ PO ₄ ⁻	Dihidrogenofosfato
H ₃ PO ₄	Ácido Fosfórico
HAPs	Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos
Hg	Mercúrio
HPO ₄ ²⁻	Hidrogenofosfato
IND	Indeno(1,2,3-cd)pireno
IUPAC	<i>International Union of Pure and Applied Chemistry</i>
K	Condutividade Hidráulica
KET	Cetoprofeno
Ks	Condutividade Hidráulica Saturada
LAS	Alquilbenzenosulfonatos
MnT	Manganês
Mo	Molibdênio
N	Nitrogênio

N ₂	Gás Nitrogênio
N ₂ O	Óxido Nitroso
NAP	Naftaleno
naR	Enzima <i>Nitrato Redutase</i>
NBR	Norma Brasileira
NH ₃ – N	Amônio
NH ₄ – N	Nitrogênio Amoniacal
NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
Ni	Níquel
NO ₂ – N	Nitrito
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ – N	Nitrato
NO ₃ ⁻	Nitrato
NOB	Bactérias Oxidantes de Nitrito
NOR	Norfloxacina
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OLAND	<i>Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification</i>
P	Fósforo
PB	Benzo(ghi)perileno
Pb	Chumbo
PCB	Bifenilpoliclorado
PG	Propilenoglicol
pH	Potencial de Hidrogeniônico
PHE	Fenantreno
PIR	Pireno
PO ₄ – P	Fosfato
PO ₄ ³⁻	Fosfato
PPCPs	Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais
PT	Fósforo Total
PYR	Pireno
RNA	Ácido Ribonucleico
RZM	<i>Root Zone Methods</i>

S	Enxofre
SDS	Dodecil Sulfato de Sódio
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
Se	Selênio
SF	Streptococcus Fecais
SHARON	<i>Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite</i>
SMX	Sulfametoxazol
SND	Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SSed	Sólido Sedimentares
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
TAE	Técnica Analítica Empregada
TC	Tetraciclina
TFW	<i>Wetland Tidal Flow</i>
TMA	Trimetilamina
U	Coefficiente de Uniformidade
WC	<i>Wetland</i> Construído
WCFS	<i>Wetland</i> de escoamento superficial
WCFSS	<i>Wetland</i> de escoamento subsuperficial
WCH	<i>Wetland</i> Construído Horizontal
WCV – FS	<i>Wetland</i> Construído Vertical de Fundo Saturado
WCV	<i>Wetland</i> Construído Vertical
WCVA	<i>Wetland</i> Construído Vertical Ascendente
WCVD	<i>Wetland</i> Construído Vertical Descendente
WN	<i>Wetland</i> Natural
WRc	<i>British Water Research Center</i>
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	17
1.1 OBJETIVOS	19
1.1.1 OBJETIVO GERAL	19
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
1.2 JUSTIFICATIVA	20
2 SANEAMENTO DESCENTRALIZADO	22
2.1 SISTEMAS <i>WETLANDS</i>	23
2.1.1 <i>WETLANDS</i> NATURAIS	23
2.1.2 <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	27
2.2 CLASSIFICAÇÃO DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.....	31
2.2.1 <i>WETLANDS</i> DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	32
2.2.2 <i>WETLANDS</i> DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL	33
2.2.2.1 Wetlands horizontais	34
2.2.2.2 Wetlands verticais	35
2.2.2.2.1 <i>Wetland</i> construído vertical ascendente.....	35
2.2.2.2.2 <i>Wetland</i> construído vertical descendente.....	36
2.2.2.2.3 <i>Wetland</i> construído vertical de fundo saturado	37
2.2.2.2.4 <i>Sistema Francês</i>	38
2.2.2.2.5 <i>Wetlands tidal flow</i>	38
2.2.2.3 Sistemas híbridos.....	39
2.3 ELEMENTOS ATUANTES NO TRATAMENTO COM <i>WETLANDS</i>	40
2.3.1 MATERIAL FILTRANTE	40
2.3.2 MACRÓFITAS.....	44
2.3.3 MICRORGANISMOS	49
2.4 REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DOS PRINCIPAIS POLUENTES EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	53
2.4.1 MATÉRIA ORGÂNICA	54
2.4.2 MATÉRIA INORGÂNICA.....	56
2.4.3 SÓLIDOS.....	57
2.4.4 NITROGÊNIO	60
2.4.4.1 Volatilização do nitrogênio amoniacal.....	61
2.4.4.2 Amonificação	62
2.4.4.3 Nitrificação.....	62
2.4.4.4 Desnitrificação	63
2.4.4.5 Nitrificação e desnitrificação simultâneas.....	65

2.4.4.6	Nitrificação – desnitrificação parcial	65
2.4.4.7	Nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia	66
2.4.4.8	Fatores que influenciam na remoção de N em WC.....	67
2.4.5	FÓSFORO	71
2.4.6	MICROORGANISMOS PATOGÊNICOS	74
2.4.7	METAIS	76
2.4.8	AGROTÓXICOS	76
2.4.9	HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS	77
2.4.10	PRODUTOS FARMACÊUTICOS E DE CUIDADOS PESSOAIS	77
2.5	DESTINAÇÃO FINAL DE EFLUENTES	78
2.5.1	CORPOS HÍDRICOS	79
2.5.2	INFILTRAÇÃO NO SOLO	82
3	MATERIAIS E MÉTODOS	83
3.1	REVISÃO SISTEMÁTICA	83
3.1.1	ETAPAS DA REVISÃO SISTEMÁTICA	83
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	85
4.1	DESENVOLVIMENTO DA APLICAÇÃO DOS WETLANDS AO LONGO DE 30 ANOS (1980 A 2018)	85
4.1.1	ELEMENTOS CONSTITUINTES DOS WETLANDS	93
4.1.1.1	Modalidade dos wetlands	93
4.1.1.2	Materiais filtrantes empregados nos wetlands.....	96
4.1.1.3	Macrófitas empregadas na ecotecnologia de wetlands.....	98
4.2	PROCESSOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES EM WETLANDS 104	
4.2.1	TIPOS DE EFLUENTES TRATADOS NOS WETLANDS	104
4.3	AVANÇOS DA ECOTECNOLOGIA DOS WETLANDS AO LONGO DE 30 ANOS (1980 A 2018)	107
4.3.1	ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS	108
4.3.2	TIPOS DE POLUENTES TRATADOS PELA ECOTECNOLOGIA DE WETLANDS	110
4.4	DESEMPENHO DO TRATAMENTO DE WETLANDS	121
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	149
6	REFERÊNCIAS	152

1 INTRODUÇÃO

O acelerado desenvolvimento urbano e industrial, atualmente, contribuí para o aumento de efluentes sanitários, também denominados efluentes ou esgotos domésticos e industriais, os quais apresentam características diversificadas em relação a sua composição, além de, possibilitar a contaminação ou a poluição de cursos d'água quando destinados sem o tratamento adequado. Em virtude disso, procura-se aplicar diversificas técnicas para tratar estes efluentes, com o propósito de aperfeiçoar e melhorar as eficiências de remoção de poluentes. Dentre as técnicas de tratamento destes efluentes, a que está ganhando proeminência nos últimos anos é o sistema *wetlands*, sendo ele na forma natural (*wetlands* natural - WN) ou construído (*wetlands* construído - WC) (KADLEC; WALLACE, 2009).

A ecotecnologia WC pode ser arranjada de acordo com a caracterização do efluente a ser tratado e as eficiências de tratamento pretendidas. Com isso, há garantia de o sistema apresentar significativa flexibilidade, tornando-o passível de ser conjugado com outras tecnologias, permitindo o atendimento das mais diversas demandas de tratamento. Em relação ao regime de escoamento, e tipos de efluente, os WC podem ser divididos em distintas modalidades: *wetlands* de lâmina livre ou de escoamento superficial (WCFS) e *wetlands* de escoamento subsuperficial (WCFSS), este último é classificado em *wetland* horizontal (*wetland* construído horizontal (WCH), *wetlands* verticais (podendo ser: *wetland* construído vertical ascendente (WCVA), *wetland* construído vertical descendente (WCVD), *wetland* construído vertical descendente de fundo saturado (WCV - FS)), sistema híbrido (WCVD – WCH) e *tidal flow wetland* (TFW) (KADLEC; WALLACE, 2009).

No WC os métodos de remoção de poluentes são influenciados diretamente por distintas taxas de carregamento hidráulico, orgânico e inorgânico, além das, estratégias operacionais, temperatura e o potencial redox do meio. Ademais, o processo de tratamento das águas residuárias de diferentes origens em WC ocorre devido aos elementos como o material filtrante, as macrófitas, e os microrganismos presentes no meio (ALLEN et al., 2002; WU et al., 2014).

O comportamento do efluente no material filtrante está associado com os parâmetros de porosidade (fração volumétrica total dos poros do material filtrante) e condutividade hidráulica (permeabilidade de um material filtrante), de saturação e não saturação, permitindo compreender as características do escoamento. O material filtrante utilizado no WC apresenta uma função relevante na depuração de materiais ricos em carbono, na manutenção das

propriedades hidráulicas, na adsorção de materiais inorgânicos e na transformação das frações nitrogenadas. O potencial de adsorção é conhecido como a força de atração entre a superfície do material filtrante e as moléculas orgânicas e inorgânicas contidas no efluente. Essas forças são influenciadas por diversos fatores como a temperatura, a natureza do solvente, a área superficial do adsorvente, o tipo de efluente, o pH do meio, a presença de sais inorgânicos, entre outros (PHILIPPI E SEZERINO, 2004).

As macrófitas são seres autotróficos fotossintetizantes, capazes de converter a energia solar em energia química, a qual é armazenada em forma de matéria orgânica. Tais plantas são importantes na operação e contribuem para o correto funcionamento de WC e, na manutenção do equilíbrio ecológico em WN. As plantas apresentam funcionalidades em unidades de WC, como a estabilização da superfície do filtro, a propiciação de boas condições para o processo físico de filtração, a aeração da rizosfera (região de contato entre solo e raízes), a propiciação de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes, a remoção de nutrientes devido o requerimento nutricional das macrófitas, e o embelezamento paisagístico (BRIX, 1997).

Por meio da associação das plantas e o material filtrante empregado no sistema de WC, ocorre o tratamento do efluente. As raízes das macrófitas ao se fixarem no maciço filtrante, removem elementos importantes para seu desenvolvimento, além disso, oxigenam e formam ambiente biológico e químico benéfico aos microrganismos, os quais degradam a matéria orgânicas e excretam substâncias bactericidas que eliminam os coliformes fecais (HUSSAR, 2001).

Os microrganismos são encarregados da degradação dos poluentes e reciclagem dos nutrientes dentro dos WC. Entre eles estão as algas, fungos, protozoários, arqueas e as bactérias, sendo estes os mais expressivos. A variedade e a quantidade de microrganismos dependem das características físico-químicas da água residuária a ser tratada (PHILIPPI E SEZERINO, 2004).

A ecotecnologia de *wetlands*, tanto WN como WC, pode ser empregada no tratamento de efluentes de diversas origens e composições. Dentre os principais tipos de esgotos tratados há efluentes de origem doméstica ou sanitária, lixiviado de aterro sanitário, esgoto de universidade, efluente de ETE, águas de drenagem de minas, águas de drenagem, efluentes de atividades agroindustriais, águas subterrâneas, águas superficiais, águas residuais poluídas por metais, águas residuais salinas, águas residuais de refinaria, efluentes sintéticos, lodo e efluentes industriais.

Os principais métodos de remoção de poluentes em WC envolvem o maciço filtrante, as plantas e os microrganismos. Esses mecanismos de remoção e/ou transformações em sistemas de WC removem os constituintes como: sólidos; matéria orgânica em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO); nitrogênio; fósforo; matéria inorgânica; microrganismos patogênicos; agrotóxicos; metais; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs); e produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs) (CUNHA, 2006).

No WC, a variabilidade significativa dos diferentes elementos atuantes no processo de tratamento, como os critérios de dimensionamento e operação (carga orgânica, regime de alimentação, taxa hidráulica, e outros), a modalidade de *wetland*, a composição do maciço filtrante e as macrófitas utilizadas que dependem da localização do projeto e/ou sua aplicação, dificulta uma análise comparativa e uma tendência de padronização. Em virtude disso, no Brasil não há normas regulamentadoras de construção, operação e manutenção para essa tecnologia (SEZERINO et al., 2015). Dessa forma, a identificação dos diferentes arranjos tecnológicos empregados e as suas capacidades de remoção de compostos específicos, possibilita analisar esta tecnologia de forma holista e contribui para os avanços da mesma.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar o desenvolvimento da aplicação das distintas modalidades de *wetlands* no período de 1980 a 2018 sob o contexto do saneamento descentralizado.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar a evolução da aplicação de *wetlands* durante os últimos 30 anos;
- b) Identificar qual é o arranjo tecnológico mais usual durante o período avaliado;
- c) Identificar os diferentes tipos de efluentes tratados por *wetlands*;
- d) Avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos totais, dissolvidos e suspensos, e nutrientes em *wetlands* ao longo de 30 anos.

1.2 JUSTIFICATIVA

O sistema de saneamento descentralizado prosperou rapidamente nos Estados Unidos da América e na Europa, posteriormente em países africanos e asiáticos, chegando ao Brasil na década de 1990 como conceito acadêmico. Elaborado em 1993, a Norma Brasileira referente a projeto de sistemas de fossas sépticas e disposição no solo, típico de sistemas de tratamento domésticos *On-Site* (ABNT NBR N° 7229, 1993). Atualmente, um dos principais exemplos desse sistema é a ecotecnologia *wetlands*, na sua forma natural (WN) ou construída (WC).

Na literatura, os primeiros trabalhos com essa ecotecnologia como forma de tratamento de efluentes foram realizados na década de 1960 pelos pesquisadores alemães Siedel e Kckuth, na remoção de fenóis e nas águas residuárias geradas nas usinas de processamento de leite (KADLEC; KNIGHT, 1996; CONLEY et al., 1991). Na década de 1980, distintas formas de arranjos foram propostas e testadas, a fim de, proporcionar a depuração de matéria carbonácea, polímeros ou remoção de nutrientes. Testaram-se diferentes configurações, materiais filtrantes (de solo *in natura* a materiais inertes) e distintas macrófitas, na Grã-Bretanha, Alemanha, Canadá, Estados Unidos da América (EUA), e outros países (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; LENS et al., 2001; CONLEY et al., 1991).

No Brasil, iniciou-se os estudos com o emprego dos WC na melhoria da qualidade das águas e no controle da poluição, no início de 1980 por meio dos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR. et al., 1999).

Nos anos 1990, houve um ressaltado nas pesquisas com essa ecotecnologia. Conte et al. (1992) executaram o tratamento de águas residuárias no meio rural denominada por eles como processo fitopedológico. Em 1997, Amorim et al. (1997), apresentaram os resultados da aplicação da taboa (*Typha spp.*) no tratamento de esgotos domésticos. Com quatro módulos experimentais da ecotecnologia WC de escoamento horizontal plantados com macrófitas *Typha spp.* e *Eleocharis fistulosa*, Roston e Mansor (1999), estudaram o tratamento do efluente com características domésticas pós lagoa de estabilização. Na cidade de Agrônômica no estado de Santa Catarina, Philippi et al. (1999), estudaram o desempenho de tratamento de um WC pós tanque séptico, o qual foi implementado em 1994.

Entretanto, houve uma intensificação nos estudos brasileiros com relação a essa tecnologia a partir do ano 2000, em que se realizou aplicações desses sistemas no tratamento de águas residuárias de diversas origens, ao longo de todo o território nacional, com distintos

arranjos tecnológicos e modalidades, nos quais empregou-se materiais filtrantes e macrófitas diferentes. No Brasil, em virtude da variabilidade significativa dos diferentes elementos atuantes no processo dessa ecotecnologia, há dificuldade com relação a análise comparativa e uma tendência de padronização. Por conta disso, no Brasil não há normas regulamentadoras de construção, operação e manutenção para essa tecnologia (SEZERINO et al., 2015).

Portanto, este trabalho justifica-se por reunir a compilação de artigos científicos de revistas indexadas de alto fator de impacto ($> 1,0$) referente a ecotecnologia *wetland*, na forma natural (WN) ou construída (WC), com intuito de mapear e discutir os avanços desse modelo de tratamento de efluentes ao longo de 30 anos, visto que, os distintos arranjos tecnológicos de *wetlands* não possuem normas regulamentadoras.

2 SANEAMENTO DESCENTRALIZADO

O conjunto de medidas de prevenção e modificação das condições do meio ambiente, a fim de beneficiar a qualidade de vida da sociedade e favorecer atividades econômicas, conhecido como saneamento, sofreu consideráveis modificações tecnológicas no decorrer dos anos. Contudo, o gerenciamento de águas residuárias tem ainda apresentado aos governos e a sociedade um desafio contínuo. Por conseguinte, vê-se a relevância dos estudos das tecnologias de tratamento de efluentes, visto que, conforme, cientistas, sanitaristas e historiadores os mesmos são fontes confiáveis de informações alusivo ao comportamento de uma sociedade (LOFRANO; BROWN, 2010).

Dos períodos longínquos da história até o início do século XXI, o saneamento passou por transformações essenciais conforme a evolução cultural, sociopolítica e tecnológica das sociedades. Nas primeiras décadas, as comunidades encontravam-se espalhadas em extensas áreas e os resíduos oriundos das atividades cotidianas eram decompostos pelos ciclos naturais. A partir do desenvolvimento das civilizações antigas necessitou-se soluções a fim de minimizar a poluição gerada, acarretando em aplicações das práticas de gerenciamento. Os gregos são considerados como precursores dos sistemas de saneamento, e atribui-se a eles a elaboração do sistema centralizado de disposição de resíduos. (ANGELAKIS et al., 2005).

Na literatura, encontram-se dois modelos de gestão de águas residuárias: os sistemas centralizados e descentralizados. O sistema centralizado de tratamento, caracteriza-se pela complexidade estrutural e operacional, e elevados custos. Por definição, a gestão descentralizada de esgoto emprega a coleta, o tratamento e disposição/reuso do mesmo de residências individuais, aglomerados de residências, comunidades isoladas, indústrias ou instalações institucionais, bem como de porções de comunidades existentes próximas ou no ponto de geração de resíduos (LENS et al., 2001).

Esses sistemas mantêm as frações sólidas e líquidas das águas residuárias próximas ao seu ponto de origem, embora a porção líquida e quaisquer sólidos residuais possam ser transportados para um ponto centralizado à posterior tratamento e reutilização (LENS et al., 2001). Assim, o gerenciamento descentralizado é progressivamente considerado nas decisões de implantação de estruturas sanitárias urbanas e rurais pelo menor aporte de recursos, além da sustentabilidade ecológica (LENS et al., 2001; METCALF; EDDY, 2003; MASSOUD et al., 2009).

Alguns exemplos de processos e sistemas descentralizados empregados mundialmente no tratamento de efluentes correspondem aos: sistemas de tanque séptico; tratamento

anaeróbico de taxa elevada; tecnologias alternativas de coleta de águas residuais; sistemas de tratamento aquático; WC; e sistemas de tratamento do solo. Ademais, esses processos e sistemas de tratamento oferecem as seguintes vantagens: economia; proteção dos investimentos dos proprietários; promove melhor gestão de bacias hidrográficas; oferece uma apropriada solução para pequenas comunidades; promove a alternativa adequada para variações de condições locais; e proporciona soluções efetivas para áreas ecologicamente sensíveis (LENS et al., 2001).

2.1 SISTEMAS *WETLANDS*

O sistema *wetland*, ou seja, o tratamento de efluentes a partir de estruturas compostas de macrófitas, material filtrante e um conjunto de microrganismos, é uma ecotecnologia antiga que se iniciou no século XX, a partir da aplicação de sua forma natural conhecida por WN como ponto de descarga ao tratamento de águas residuais. Mas desde 1952, por meio de pesquisas realizadas no Instituto Max Planck e no hemisfério ocidental durante a década de 1970, teve-se a disseminação mundial dos WC como arranjo de tratamento de efluente (KADLEC; WALLACE, 2009).

2.1.1 *Wetlands* naturais

No início do século XX, empregavam-se áreas inundáveis como ponto de descarga para o tratamento de águas residuais. Conhecidas como WN, estes são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, no qual ocorrem imensuráveis processos e interações de animais, solo, plantas, luz, entre outros, os quais recebem, doam e reciclam nutrientes e matéria orgânica. Esses, servem como suporte a inúmeros macro e microrganismos fotossintetizantes que se beneficiam de compostos inorgânicos os convertendo em orgânicos, e posteriormente, utilizados direta ou indiretamente como alimento à animais e microrganismos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A literatura expõe aplicações dessa tecnologia como ponto de descarga ao tratamento de águas residuárias inicialmente na América do Norte, com o WN de Great Meadow em Lexington, Massachusetts, desde 1912. Além disso, o WN de Brillion Marsh, em Wisconsin, que recebeu descargas municipais de efluentes desde 1923; a estação de tratamento de esgoto de Dundas, que começou a descarregar no WN de Cootes Paradise perto de Hamilton,

Ontário, em 1919 e; uma descarga no WN de cipreste natural da cidade de Waldo, Flórida, desde 1939 (KADLEC; KNIGHT, 1996).

O desempenho da qualidade da água de WN pode diferir marcadamente o surgimento de pântanos, vegetação submersa e sistemas de plantas flutuantes. Por exemplo, Kadlec e Knight (1996) relataram que a taxa de remoção de fósforo constante para 63 pântanos emergentes atingiu $13,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que para 11 áreas alagadas naturais, a média foi de $3,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Em contraste, a remoção média de nitrato em WN foi de $96 \pm 5 \%$ para cinco sistemas no sudeste dos Estados Unidos da América (BOUSTANY et al., 1997; banco de dados NADB, 1998).

Muitos processos dos *wetlands* contribuem para a remoção ou redução de qualquer poluente, esses são quantitativamente colocados no contexto da hidráulica interna dos *wetlands*, bem como da topografia e da estrutura vegetativa. A maioria dessas reações são mediadas microbialmente, sendo o resultado da atividade de diversas bactérias, arqueas ou outros microrganismos. Geralmente, poucos desses organismos são encontrados flutuando livremente, em vez disso, a grande maioria está ligada a uma superfície sólida (KADLEC; WALLACE, 2009).

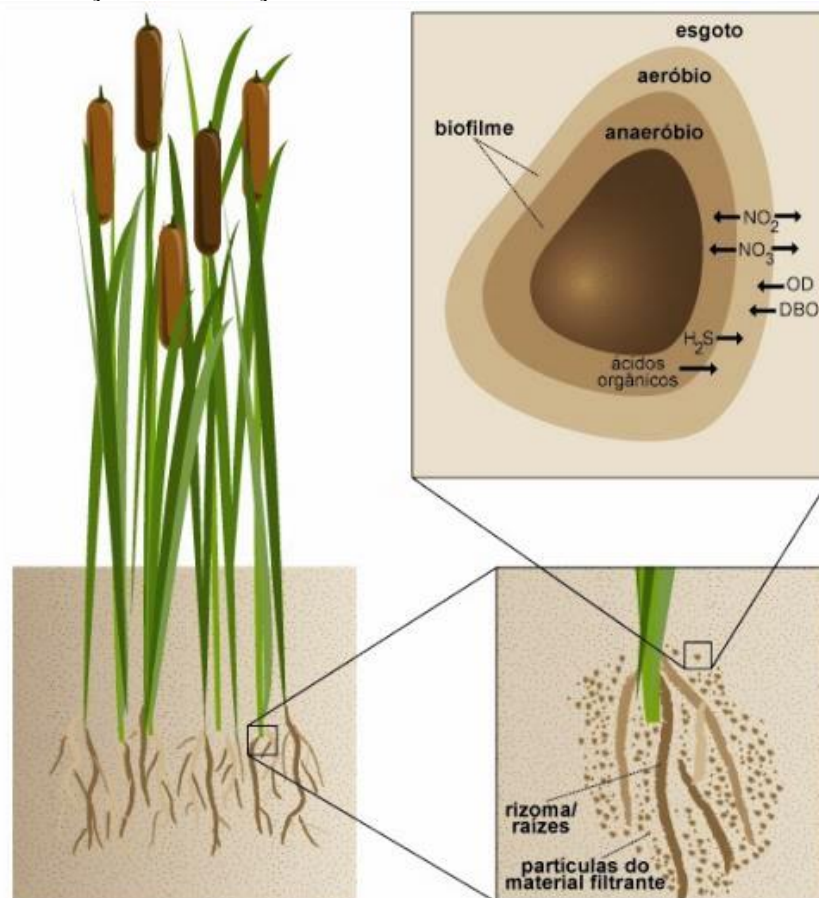
Os elementos que compõem um ecossistema de WN, são basicamente:

a) Solo: atua como suporte físico as macrófitas e dispõe de uma área superficial reativa que pode vir a complexar íons, ânions e outros componentes, além disso, são um meio de aderência à fixação dos microrganismos. No controle da poluição, o solo propicia a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos por meio de processos físicos, sedimentação e filtração, como também a extração de compostos orgânicos dissolvidos, nitrogênio, fósforo e demais, mediante processos químicos (sorção – adsorção), e os processos biológicos que possibilitam as transformações bioquímicas e bioacumulação de elementos químicos (Figura 1). Em virtude disso, torna-se relevante o conhecimento das propriedades físicas e químicas do solo, sendo ele *in natura* ou reconstituído (composto por areia, argila, brita, entre outros), visto que se pode prever e otimizar os processos transformativos bioquímicos responsáveis pela depuração de matéria orgânica e transformações de nutrientes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

b) Macrófitas: essenciais para a manutenção dos *wetlands*, são organismos fotoautotróficos que aproveitam da energia solar para assimilar carbono orgânico total da atmosfera na produção de matéria orgânica, a qual servirá como fonte de energia aos seres heterotróficos. Além disso, são espécies que perseveram em ambientes saturados de água, matéria orgânica, e macronutrientes (N, P, Ca, dentre outros) e micronutrientes (Fe, Mg, Zn,

dentre outros). As macrófitas são responsáveis por duas funções básicas, conforme Hammer (1989): aumentar a área de contato e aderência para a formação do biofilme (conjunto de microrganismos que estão fixados em uma superfície sólida) na rizosfera, região na qual as raízes e o solo estão ligados, pelo fato das raízes, rizomas e caules suportarem uma grande quantidade de microrganismos; e podem transformar gases atmosféricos das suas folhas até as raízes, propiciando condições que favorecem a degradação aeróbia da matéria orgânica, como também, à transformação de nutrientes, como exemplo a nitrificação (Figura 1) na qual ocorre a oxidação da amônia (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-). Na prática o critério de escolha da macrófita a ser utilizada nos *wetlands* está relacionado à disponibilidade da espécie na região. As espécies comumente adotadas no tratamento de efluentes são das famílias das Juncáceas, Ciperáceas, Tifáceas e gramíneas, e os gêneros mais empregados são: *Typha* spp., *Juncus* spp., *Phragmites* spp., *Scirpus* spp. (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; IWA, 2000; BRIX, 1997; COOPER et al., 1996; KADLEC; KNIGHT, 1996; HAMMER, 1989).

Figura 1 – Representação da formação de biofilme.



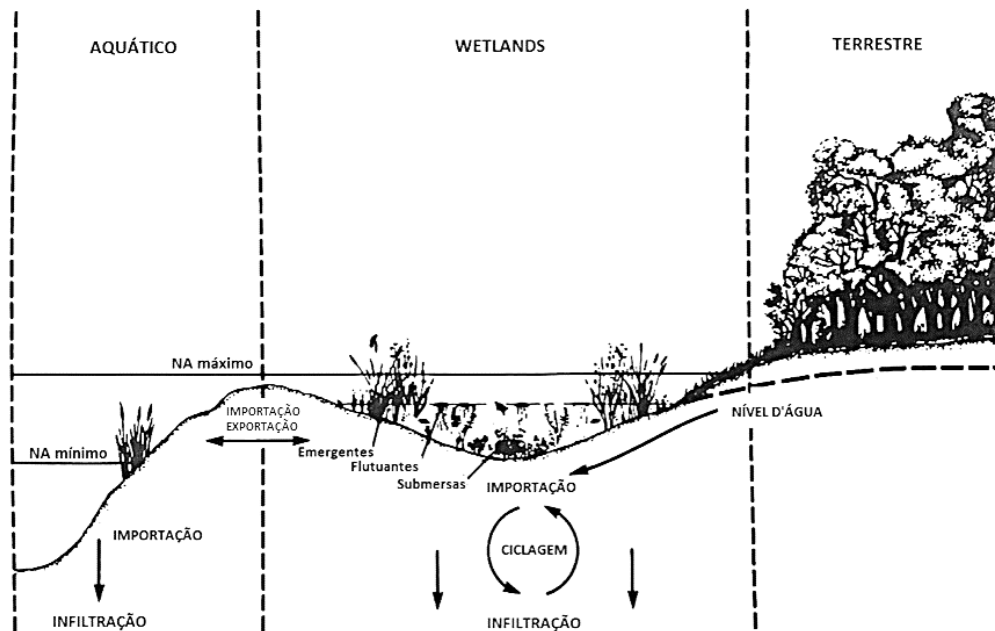
Fonte: Valentim, 2003.

c) Regime hidráulico: há diversos tipos de entrada de água nos *wetlands*, podendo ser por meio da precipitação, descarga de aquíferos, escoamento superficial, descarga de efluentes, entre outros. O tempo que o mesmo se encontrará alagado, acaba selecionando as plantas e a vida animal. Além disso, o período de saturação ou não do solo, possibilita compreender a oxigenação do local, para assim, revelar a via bioquímica prevalente no processo de degradação da matéria orgânica, sendo, aeróbia, anaeróbia ou anóxica. Mundialmente, a maneira com que o fluxo hidráulico atua nos *wetlands* é utilizada como uma ferramenta para classifica-los, da seguinte forma: sistemas de lâminas livres (*free water surface*) ou de escoamento superficial (*surface flow*); e sistema de escoamento subsuperficial (*subsurface flow*) (IWA, 2000).

d) Fauna: os *wetlands* fornecem condições ambientais adequadas para o crescimento e reprodução de microrganismos e macrorganismos, como as bactérias, fungos, algas, protozoários e animais. Dentre esses os principais microrganismos são as bactérias, arqueas, protozoários e os fungos, pelo seu papel na assimilação, transformação e reciclagem de constituintes químicos presentes nas águas residuais. Destes, os quimioautotróficos como as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Beggiatoa*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas*, *Streptococcus*, são correlacionados principalmente aos processos de remoção de poluentes, matéria orgânica, matéria inorgânica, transformação de nitrogênio, carbono e fósforo. A partir disso, os quimioautotróficos obtêm energia de compostos orgânicos e aproveitam destes compostos para efetuar a síntese celular. Esses microrganismos normalmente colonizam primeiro a área e iniciam a decomposição sequencial de sólidos em águas residuárias (GAUR et al., 1992). Além do mais, em geral dispõem do primeiro acesso aos constituintes dissolvidos nos efluentes e realizam a sorção e transformação destes diretamente, ou ainda, vivem simbioticamente com outras plantas e animais, capturando elementos dissolvidos e tornando-os acessíveis aos seus simbioses ou hospedeiros (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; KADLEC; KNIGHT, 1996).

Os poluentes presentes de forma dissolvida nas águas que alimentam os *wetlands* são absorvidas por meio das macrófitas de maneira que esse método seja considerado um verdadeiro sistema de tratamento, mediante o efeito autodepurador exercido pelo ambiente por intermédio das inter-relações solo e vegetação aquática (Figura 2).

Figura 2 – Perfil esquemático dos ambientes aquático, *wetlands* e terrestre.



Fonte: Adaptado de Hammer, 1989.

Contudo, Metcalf e Eddy (2003) demonstraram que a aplicação dos WN como ponto de descarga de efluentes propicia elevadas alterações na dinâmica natural dos ecossistemas e, geralmente, não é aconselhado como alternativa ecologicamente correta. Em virtude desta limitação no emprego de WN, desenvolveu-se os chamados *wetlands* construídos (WC), nos quais se impede a dispersão do efluente no solo e nos corpos hídricos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

2.1.2 *Wetlands* construídos

Os WC apresentam condições ótimas de tratamento similares as apresentadas em WN. Entretanto, as suas vantagens são a flexibilidade de sua construção, podendo ser praticamente em qualquer local, e seu emprego no tratamento de diferentes tipos de efluentes, sendo eles, domésticos (níveis secundários e terciários), industriais (suinocultura, laticínios, entre outros), lixiviado de aterros sanitários, efluente de drenagem ácida de mina, águas de drenagem pluvial, águas subterrâneas, águas para reuso, manejo de lodo das águas de drenagem pluvial e contaminada com substâncias tóxicas (IWA, 2000; BAVOR et al., 1989; KADLEC; KNIGHT, 1996).

Os WC são compostos precipuamente de plantas aquáticas, substratos (solo, areia, cascalho, entre outros), microrganismos e águas residuárias, e utilizam diferentes processos

que envolvem mecanismos físicos, químicos e biológicos, com intuito de aprimorar a qualidade da água. Mediante a depuração das águas residuárias promovidas pelos elementos atuantes (solo, macrófitas, regime hidráulico e a fauna) e as limitações dos WN, surgiram estudos empregando estes princípios de tratamento em ambientes controlados ou *wetlands* construídos (WC). Dessa forma, impedindo a contaminação e/ou poluição do solo e corpos d'água, por meio das águas residuárias (HOFFMANN et al., 2011; KAMARUDZAMAN et al., 2011).

Na década de 1980, distintas formas de arranjos foram propostas e testadas, a fim de, proporcionar a depuração de matéria carbonácea, polímeros ou remoção de nutrientes. Testaram-se diferentes configurações, materiais filtrantes (de solo *in natura* à materiais inertes) e distintas macrófitas, na Grã-Bretanha, Alemanha, Canadá, Estados Unidos da América (EUA), e outros países. Assim, surgiram diversas denominações aos *wetlands* construídos, como: *hydrobotanical system*, *soil filter trench*, *biological-macrophytic*, *marsh bed*, *vegetated submerged bed*, *reed bed* e *rock-reed filters* (LENS et al., 2001; CONLEY et al., 1991).

Em 1985, o Centro Britânico de Pesquisas em Águas (*British Water Research Center* – WRc) fomentou investigações com relação ao escoamento horizontal em RZM, pois o grupo e autoridades britânicas estavam interessados em produzir e empregar tecnologias que atenderiam comunidade com população de 50 a 1000 habitantes (IWA, 2000). Após dez anos da instalação do primeiro sistema WC, apesar das dificuldades encontradas ao longo das pesquisas, mais de 400 sistemas foram implantados (COOPER; GREEN, 1995).

Na década de 1980 na Austrália, Finlayson et al. (1987) utilizaram distintas macrófitas, *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis* e *Typha orientalis*, no tratamento complementar de lagoas de estabilização para efluentes da suinocultura. Em virtude das elevadas concentrações iniciais, mesmo após remoções consideráveis de DQO (30 a 40 % de remoção) e NTK (25 a 35 % de remoção), os valores dos compostos permaneceram altos após o tratamento.

Na Conferência referente a WC em Cambridge na Inglaterra em 1990, ocorreu o anúncio do Guia Europeu de projeto e operação de sistemas de tratamento em WC, o qual, foi muito utilizado para o dimensionamento de WC de escoamento horizontal.

Com relação a comunidade científica internacional, os WC vêm sendo estudados de forma intensa. A fim de haver uma explanação dos progressos dessa tecnologia ocorreram conferências internacionais para a troca de informações e avaliação das eficiências das distintas modalidades, as principais foram (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

- Conference on Research and applications of Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery, 1986 em Orlando, Flórida - EUA;
- 1st International Conference on the Use of Constructed *Wetlands* in Water Pollution Control, 1988 em Chattanooga, Tennessee, EUA;
- 2nd International Conference on the Use of Constructed *Wetlands* in Water Pollution Control, 1990 em Cambridge, Reino Unido - Inglaterra;
- 3rd International Specialist Conference on *Wetland* Systems in Water Pollution Control, 1992 em Sydney, Austrália;
- 4th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 1994 em Guangzhou, China;
- 5th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 1996 em Viena, Áustria;
- 6th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 1998 em Águas de São Paulo, Brasil;
- 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2000 em Florida, EUA;
- 8th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2002 em Arusha, Tanzânia;
- 9th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2004 em Avignon, França;
- 10th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2006 em Lisboa, Portugal;
- 11th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2008 em Indore, Índia;
- 12th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2010 em Veneza, Itália;
- Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, 2012 em Pereira, Colômbia;
- 13th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2012 em Perth, Austrália;
- 1^o Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos, 2013 em Florianópolis/SC, Brasil;
- II Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, 2014 em Morelia, México;

- 14th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2014 em Shanghai, China;
- 2^o Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos, 2015 em Curitiba/PR, Brasil;
- III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, 2016 em Santa Fe, Argentina;
- 15th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2016 em Gdansk, Polônia;
- 7th International Symposium on *Wetland* Pollutant Dynamics and Control Annual, 2017 em Montana, EUA;
- 3^o Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos, 2017 em Campo Grande/MS, Brasil;
- IV Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, 2018 em Lima, Peru;
- 16th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, 2018 em Valência, Espanha.

Com relação à utilização dessa ecotecnologia como tratamento secundário dos esgotos domésticos e remoção de nutrientes, houve diversas pesquisas ao longo das últimas décadas, as quais foram realizados por Gersberg et al. (1986), Buchberger e Shaw (1995), Konyha et al. (1995), Stegeman (1995), Sezerino e Philippi (1998), Philipp et al. (1999), Roston e Mansor (1999), Motta Marques (1999), Sezerino e Philippi (2000), Motta Marques et al. (2000), Salati Filho et al. (2000), Campagna e Motta Marques (2000), Roquette Pinto et al. (2000), Souza et al. (2001), Whitney et al. (2003), Fraser et al. (2004), Brasil et al. (2007), Borges et al. (2008), Molle et al. (2008), Avelar et al. (2009a,b), Caliju et al. (2009), Ávila et al. (2010), Kadlec et al. (2011), Berglund et al. (2014), Sezerino et al. (2015), Xu et al. (2015), Jácome et al. (2016), Zhou et al. (2017), Pelissari et al. (2018), Riggio et al. (2018), Rousso et al. (2018), Santos et al. (2018) e Sgroi et al. (2018).

A respeito do emprego de WC na depuração de águas residuárias, efluentes de produção agrícola, percolados de aterros sanitários, drenagem de águas cinzas e esgoto de universidade foram estudados por Hammer (1989), Vymazal (1990), Reuter et al. (1992), Inaba (1992), Rodgers e Dunn (1992), Konyha et al. (1995), Kadlec e Knight (1996), Moshiri (1993), Schulz et al. (2001), Ansola et al. (2003), Rose et al. (2006), Nivala et al. (2007), Sun e Austin (2007), Araña et al. (2008), Beutel et al. (2009), Monteiro et al. (2009), Pangala et al. (2010), Budd et al. (2011), Magri et al. (2011), Bialowiec et al. (2012), Kearney et al.

(2013), Elsayed et al. (2015), Trein et al. (2015), Lv et al. (2016), Tatoulis et al. (2017), Messer et al. (2017) e Zhou et al. (2018a,b).

Acerca de águas residuárias provindas de atividades agroindustriais (suinocultura, laticínios, entre outros), pesquisadores estudaram a aplicabilidade de WC no tratamento complementar, sendo eles: Gersberg et al. (1983), Bowmer (1987), Finlayson et al. (1987), Ansola et al. (1995), Sievers (1997), Szögi e Hunt (2000), Hill e Sobsey (2000), Junsan et al. (2000), Sezerino et al. (2003), Vohla et al. (2007), Sohsalam e Sirianuntapiboon (2008), Galletti et al. (2010), Matos et al. (2010a,b,c,d), Abou-Elela et al. (2012), Von Sperling e Paoli (2013), Mitsch et al. (2014), Chen et al. (2014), Hsueh et al. (2014), Hamaamin et al. (2014), Papaevangelou et al. (2017), Liu e Wang (2017) e Zhou et al. (2018a,b).

No Brasil, houve uma intensificação nos estudos com relação a essa tecnologia a partir do ano 2000, em que se realizou aplicações desses sistemas no tratamento de águas residuárias de diversas origens, ao longo de todo o território nacional, com distintos arranjos tecnológicos e modalidades, nos quais foram empregados diferentes materiais filtrantes e macrófitas (SEZERINO et al., 2015).

Conforme o manual da *United Nations Environment Programme* (2004), as vantagens do WC são: a luz solar é fonte de energia do sistema, ela não agrega custo ao tratamento e é uma energia limpa; fácil construção, e sua implantação é simples comparada com outros tipos de tratamentos; tratamento muito produtivo; transforma os poluentes em biomassa, a qual pode ser utilizada como bioenergia; e pode ser utilizado para paisagismo local.

2.2 CLASSIFICAÇÃO DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

A ecotecnologia WC pode ser arranjado nas mais inúmeras formas, conforme a caracterização do efluente a ser tratado e as eficiências de tratamento pretendidas. Em relação ao regime de escoamento, e tipos de efluente, os *wetlands* podem ser divididos em dois grandes grupos (Figura 3) (KADLEC; WALLACE, 2009):

a) *Wetlands* de lâmina livre ou de escoamento superficial (*free water surface* ou *surface flow* (WCFS)): há uma subclassificação quanto ao tipo de macrófita no sistema sendo pedunculadas com folhas livres (emergentes, submersas e folhas flutuantes) e flutuantes (flutuantes livres e emergentes).

b) *Wetlands* de escoamento subsuperficial (*subsurface flow* (WCFSS)): há uma subclassificação quanto ao sentido do seu escoamento hidráulico, como sendo horizontal,

vertical com ciclos de enchimento e drenagem (*tidal flow*), vertical ascendente e vertical descendente.

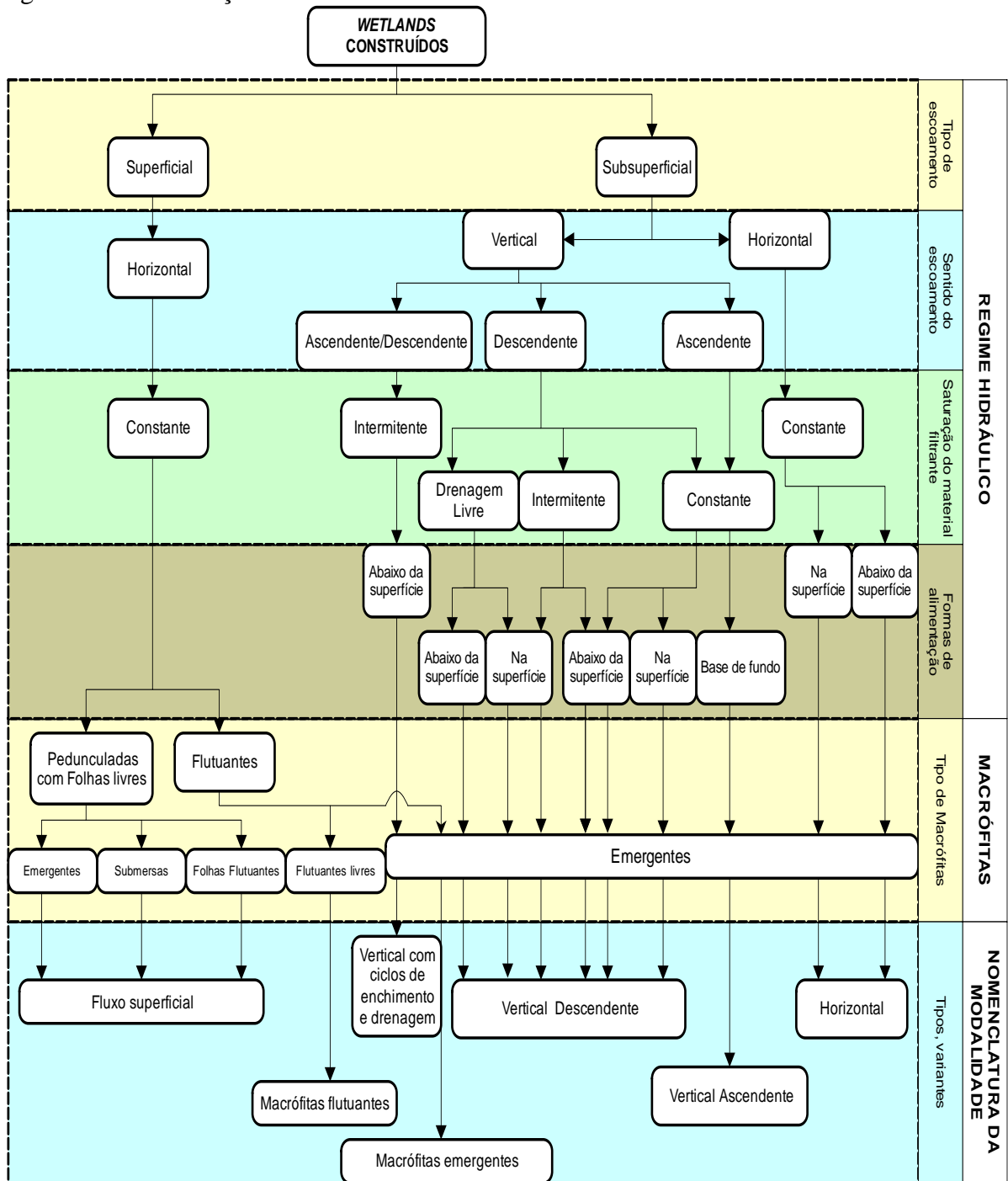
Nos WC de escoamento superficial há uma lâmina de água na superfície, pois não apresentam um material filtrante. Diferentemente dos WC de escoamento subsuperficial, os quais são projetados com o intuito de propiciar a percolação do efluente por meio do material filtrante (FONDER; HEADLEY, 2013; KADLEC; WALLACE, 2009).

2.2.1 *Wetlands* de escoamento superficial

Os WCFS são caracterizados por proporcionarem ao efluente um fluxo livre, o qual sofre tratamento por processos de filtração, oxidação, sedimentação, redução, adsorção e precipitação. Estes sistemas atraíam uma grande variedade de animais (KADLEC; KNIGHT, 1996), e por apresentarem risco de conter patógenos e potencial exposição ao contato humano, o mesmo não é empregado como tratamento secundário, mas sim em tratamentos avançados, havendo menor risco de contato humano direto (KADLEC; WALLACE, 2009).

Esses podem ser empregados em todos os climas, mas em baixas temperaturas alguns processos de remoção são prejudicados, principalmente os de conversão de nitrogênio. Os WCFS têm capacidade limitada para oxidar amônia, em virtude, da restrita transferência de oxigênio, mas como alternativa pode-se armazenar o efluente no inverno e tratá-lo em épocas mais quentes. Entre as vantagens dessa configuração de WC, há a capacidade de trabalhar com fluxos de pulso e mudanças de nível d'água (KADLEC; WALLACE, 2009).

Figura 3 – Classificação dos *wetlands* construídos.



Fonte: Adaptado de Fonder e Headley, 2013.

2.2.2 *Wetlands* de escoamento subsuperficial

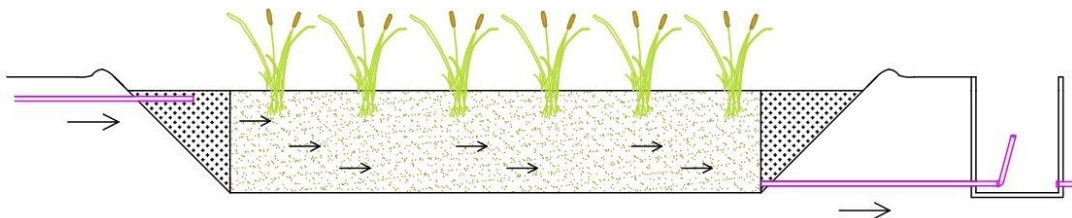
Os WCFSS são essencialmente preenchidos com material filtrante, no qual as raízes das plantas se desenvolvem e o efluente flui pelos espaços vazios. A água residuária é mantida abaixo da superfície do substrato, o qual é geralmente granular. As subdivisões dessa

classe de WC referem-se à direção do fluxo hidráulico (horizontal, vertical ou híbrido), ao material filtrante empregado e o arranjo das unidades e sistemas de tratamento (ROUSSO, 2017).

2.2.2.1 *Wetlands* horizontais

Os *wetlands* construídos horizontais (WCH) foram inicialmente empregados na Alemanha pelo Käthe Seidel do Instituto Max Planck na década de 1950, a fim de remover fenol e na redução da carga orgânica de efluente de laticínio. No Brasil pesquisas vêm sendo desenvolvidas desde 1980, inicialmente combinadas com lagoas de estabilização e *wetlands* verticais de fluxo ascendente plantadas com arroz (SALATI, 1987 apud KADLEC; WALLACE, 2009). No WCH o efluente é disposto na parte inicial do leito ou zona de entrada, composta em geral por brita, de onde irá fluir longitudinalmente de forma demorada por meio do maciço filtrante até a parte final ou zona de saída, também composta por brita. A percolação nesse sistema tende a seguir na horizontal, impulsionada pela gravidade e declividade de fundo (Figura 4) (KADLEC; WALLACE, 2009).

Figura 4 – Esquema representativo de um *wetland* construído horizontal.



Fonte: Rouso, 2017.

Ao longo do sistema, no processo de percolação, o efluente entra em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Ao redor das raízes das macrófitas é mais evidente a camada aeróbia, pois as mesmas transportam oxigênio da parte aérea às raízes, além disso, ocorrem os fenômenos de convecção e difusão de oxigênio atmosférico. Ao longo da passagem do efluente na rizosfera, acontece a depuração por meio de processos físicos e químicos e, principalmente, devido a degradação microbológica (COOPER et al., 1996; BRIX, 1997).

O WCH geralmente apresenta bom desempenho na remoção da matéria orgânica carbonácea, além de, promover a desnitrificação de efluente previamente nitrificado.

Contudo, a nitrificação nesse tipo de sistema é prejudicada por apresentar baixa oxigenação no leito de filtração. Assim, a fim de aumentar a remoção de amônia e outros compostos, essas unidades são comumente combinadas com *wetlands* verticais (WCV) (COOPER et al., 1996; VYMAZAL, 2013).

Esses sistemas apresentam taxas maiores de remoção de contaminante por área comparados aos *wetlands* superficiais. O maciço filtrante propicia maior área superficial para o crescimento de biofilme, assim como amplia o efeito da filtração, resultando em um aumento na eficiência do tratamento (COOPER et al., 1996).

2.2.2.2 *Wetlands* verticais

Os WCV distribuem o efluente na superfície do material filtrante o qual percola verticalmente e as macrófitas são dispostas diretamente no recheio. Podendo ser de fluxo ascendente ou descendente, esses sistemas são os mais utilizados na promoção da etapa de nitrificação, em virtude da assimilação de oxigênio pela convecção e difusão atmosférica e o transporte pelas macrófitas no solo e rizosfera (PLATZER, 1999; BRIX, 1997). Além disso, nos últimos anos foi adaptado a canalização da saída do efluente a fim de promover condições anaeróbias na parte inferior do sistema, bloqueando o oxigênio e propiciando a desnitrificação (ROUSSO, 2017).

Diferentes modalidades de WCV surgiram após a aprimoração de estratégias para atingir o melhor tratamento possível do efluente. Dentre essas modalidades, estão: vertical de fluxo ascendente; vertical de fluxo descendente; vertical de fundo saturado; *Tidal Flow* – com ciclos de enchimento e drenagem; e o Modelo Francês – com unidades de repouso (WU et al., 2011; MOLLE et al., 2006; HEADLEY et al., 2013; KIM et al., 2014).

2.2.2.2.1 *Wetland* construído vertical ascendente

O *wetland* construído vertical ascendente (WCVA) distribui o efluente a ser tratado sob o sistema de drenagem, no qual estão as camadas do maciço filtrante e as macrófitas (geralmente empregam-se o cultivo de arroz). Nos projetos, utilizam-se formas geométricas que mais se adaptem às condições do terreno no local de aplicação e com o urbanismo desejado. Nessa modalidade de WC, os principais agentes no tratamento são microrganismos

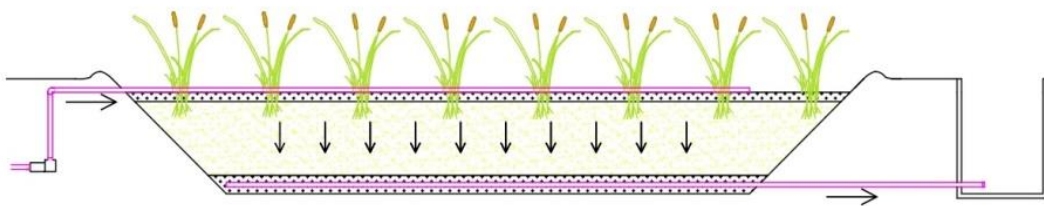
facultativos e anaeróbios, os quais são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e demais compostos (SALATI FILHO; MANFRINATO; SALATI, 1996).

O WCVA geralmente é aplicado no tratamento secundário e terciário de efluentes urbanos. Apresenta como vantagens de funcionamento, as seguintes características: diminuição dos custos de tratamento primário convencional pela associação desta tecnologia as fossas sépticas ou caixas de decantação; evita o contato direto com o efluente a ser tratado; não há problemas de mau odores e proliferação de insetos (SALATI FILHO; MANFRINATO; SALATI, 1996).

2.2.2.2.2 *Wetland construído vertical descendente*

O *wetland* construído vertical descendente (WCVD) pode ser escavado no terreno ou construído acima e impermeabilizado a fim de impedir a percolação do efluente no solo. O mesmo compõe-se de material filtrante e macrófitas do tipo emergentes, as quais são plantadas no recheio. O efluente é disposto na superfície do sistema e percola verticalmente no maciço (Figura 5). A alimentação ocorre de forma intermitente, por meio de bombeamento ou outro dispositivo hidráulico, em toda a área superficial do sistema (KADLEC; WALLACE, 2009). Segundo Hoffmann et al. (2011), a área utilizada para esse arranjo tecnológico é inferior a demanda dos WCH.

Figura 5 – Esquema representativo de um *wetland* construído vertical descendente.



Fonte: Pelissari, 2017.

Conforme Phillipi e Sezerino (2004), na década de 1970 iniciou-se na Alemanha os estudos com relação aos sistemas de fluxo vertical os quais foram denominados como *Max Planck Institute Process*. Entretanto, dentro da comunidade científica a intitulação mais aceita e até hoje empregada é *Vertical Constructed Wetland*.

Nos WCVD promove-se a remoção de matéria orgânica, retenção de sólidos e a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, comumente conhecida como nitrificação (CHIN,

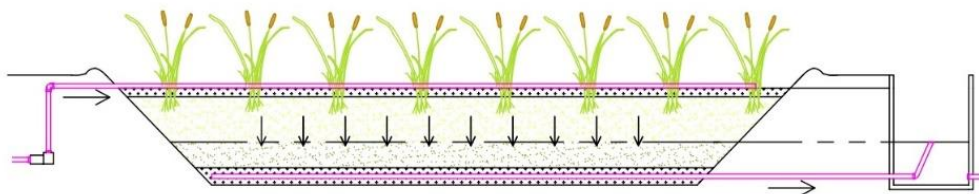
2013). Esta última ocorre em consequência da aeração no maciço filtrante por meio da alimentação intermitente, o que é uma particularidade desse sistema. Esse tipo de alimentação de efluente promove no WCVD um elevado arraste de oxigênio atmosférico para o maciço filtrante, por meio da convecção atmosférica e difusão (PHILLIPI; SEZERINO, 2004).

Os métodos de remoções e transformações de poluentes nos WCVD são complexos e estão relacionados com uma variedade de mecanismos, como a filtração, precipitação, volatilização, sedimentação, assimilação pelas macrófitas e processos promovidos pela comunidade microbiana (KADLEC; WALLACE, 2009).

2.2.2.2.3 *Wetland construído vertical de fundo saturado*

O *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV – FS) foi concebido com a finalidade de proporcionar uma maior remoção de nitrogênio total. A fim disso, essa estratégia busca promover a nitrificação e a desnitrificação sequenciais em uma única unidade (PELLISSARI et al., 2017). Assim, proporciona-se uma saturação de fundo para aumentar o tempo de contato entre o efluente e os microrganismos por meio da elevação do controlador de nível (PRIGENT, 2013), promovendo condições aeróbias na superfície e anaeróbias/anóxicas no fundo do sistema, proporcionando regiões oxidativas e redutoras (Figura 6).

Figura 6 – Esquema representativo de um *wetland* construído vertical de fundo saturado.



Fonte: Pelissari, 2017.

Nesse sistema, o desempenho da remoção de nitrogênio pode ser afetado pela forma irregular de liberação do fluxo de nitrato para a camada saturada no início do período de alimentação (SILVEIRA et al., 2015). Neste sentido, Kim et al. (2015), ressalta a importância do arranjo da camada de saturação e o arejamento da camada insaturada a fim de assegurar a remoção de nitrogênio.

2.2.2.2.4 Sistema Francês

O *wetland* do tipo Sistema Francês tem como princípio o fluxo vertical e é constituído por dois estágios. Um aspecto interessante referente a esse sistema é que não há uma etapa de tratamento primário, evitando assim os problemas associados à produção de lodo e à geração não intencional de biogás (HOFFMANN et al., 2011).

Conforme os autores, no primeiro estágio do Sistema Francês há três filtros em paralelo. O primeiro WCV é preenchido com cascalho e projetado para o tratamento primário de efluente bruto. Esse efluente, após a triagem ou não, é bombeada para esse leito por meio de canos, os quais não possuem orifícios ao longo do comprimento. Nessa etapa a intensão do sistema é a filtração de partículas grandes e em suspensão, a remoção de DQO em altos níveis, e a remoção de compostos nitrogenados de forma reduzida. Esse estágio opera em fases alternadas para controlar o crescimento da biomassa e manter as condições aeróbicas. Cada WCV recebe os efluentes brutos por 3 a 4 dias e depois descansa por 6 a 8 dias enquanto os outros filtros são usados. A segunda fase consiste de dois WCV operando em paralelo tendo como maciço filtrante a areia grossa. Nesse estágio ocorre o tratamento secundário no qual há a remoção de nitrogênio, a redução da DQO e SST restantes, e a remoção de organismos patogênicos.

Segundo os mesmos autores, o Sistema Francês vem sendo empregado no tratamento de efluente brutos na França há mais de 20 anos, existindo cerca de 500 *wetlands* deste tipo. Sendo aplicado também em outros países da Europa, como Alemanha, Portugal e Espanha, e na América, como EUA e Brasil. Essa modalidade, mostra-se como uma opção interessante para pequenas comunidades, por ser simples e de baixo custo, além de, evitar as desvantagens do tratamento primário, entretanto necessita de uma extensa área para aplicação.

2.2.2.2.5 Wetlands tidal flow

Os sistemas de tratamento de inundação e drenagem de WC são denominados *tidal flow* (TFW) quando vários ciclos de inundação e drenagem ocorrem diariamente (SUN et al., 1999), em contraste com os sistemas de tratamento com menores ciclos de inundação e drenagem (COOPER, 1999). Os *wetlands tidal flow* podem ser eficazes na nitrificação e remoção de nitrogênio (SUN et al., 1999, TANNER et al., 1999), além de, fornecerem tratamento terciário avançado (AUSTIN et al., 2003; BEHRENDTS et al., 2000).

Longe de um desenvolvimento puramente moderno, os sistemas de tratamento de águas residuais TFW foram usados pela primeira vez no final do século XIX. O sistema hidráulico de inundação e drenagem sempre foram abordados ao longo do desenvolvimento da ecotecnologia WC (COOPER, 1999), porém os projetos de TFW são mais recentes (AUSTIN et al., 2003; MCBRIDE; TANNER, 2000; EPA, 2000; SUN et al., 1999). Além disso, a importância da química de sorção para os sistemas de TFW foi compreendida apenas no fim da década de 90 (TANNER et al., 1999).

Os padrões de projeto para TFW não existem na literatura de engenharia, embora o interesse emergente neles seja reconhecido (WALLACE; KNIGHT, 2006; KADLEC; KNIGHT, 1996). Os elementos do design devem ser extraídos da literatura de patentes (AUSTIN, 2005; AUSTIN; LOHAN, 2005a,b; BEHREND, 1999; ZOELLER; BYERS, 1999) e alguns artigos (AUSTIN et al., 2003; MCBRIDE; TANNER, 2000; TANNER et al., 1999).

2.2.2.3 Sistemas híbridos

A combinação em série dos fluxos verticais e horizontais de WC, conhecida por combinados ou sistemas híbridos (WCVD – WCH), tem como característica primordial a otimização da retenção de matéria orgânica e nitrificação nos primeiros filtros, e nos segundos asseguram a ocorrência de desnitrificação por estarem em condições anaeróbias e/ou anóxicas. Uma alternativa à potencialização da desnitrificação nesse sistema para efluentes nitrificados é a realização da recirculação ao início do tratamento (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; COOPER et al., 1999). Os estudos com esse tipo de arranjo iniciaram-se na década de 80, sendo mais reconhecido nos anos 90 e chegando ao ápice no século XXI até a atualidade (VYMAZAL, 2013).

Esses sistemas são rearranjados em série (VYMAZAL, 2013), apresentando como a associação mais empregada a de Käthe Seidel do ano de 1965, a qual constitui-se de um ou mais estágios verticais sucessivos em paralelo seguido por um ou mais estágios horizontais, em série (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Por meio desse arranjo ocorre a oxidação de amônia para nitrito e posteriormente a nitrato no WCVD em condições aeróbias, e *a posteriori* uma redução do nitrato a nitrogênio gasoso no WCH em condições anóxicas/anaeróbias. Podendo-se assim, alcançar um tratamento satisfatório do efluente, visto que fica totalmente nitrificado e parcialmente desnitrificado (VYMAZAL, 2013).

Estudos indicam que o sistema híbrido da mesma forma apresenta altos percentuais de remoção de sólidos suspensos (SST) e matérias orgânicas. Entretanto, para remoção elevada de fósforo e organismos patogênicos esse arranjo não demonstra bons resultados (VYMAZAL, 2005).

2.3 ELEMENTOS ATUANTES NO TRATAMENTO COM *WETLANDS*

As taxas de carregamento hidráulico, orgânico e inorgânico, além das, estratégias operacionais, temperatura e o potencial redox do meio, influenciam diretamente os métodos de remoção de poluentes nos *wetlands* (ALLEN et al., 2002; WU et al., 2014). Ademais, elementos como o material filtrante, as macrófitas, e os microrganismos presentes no meio, são responsáveis pelo processo de tratamento das águas residuais de diferentes origens em WC. Os itens a seguir descrevem esses elementos e a importância singular deles no sistema de tratamento.

2.3.1 Material filtrante

Em virtude de o WC tratar efluentes por meio do processo de filtração, a compreensão das particularidades do material filtrante utilizado e o emprego de unidades de tratamento primário (responsável pela remoção de sólidos grosseiros e gorduras) faz-se necessário na procura do êxito no tratamento. A partir dos primeiros estudos de Kickuth e colaboradores que operaram o WC com solo *in natura* como elemento filtrante, busca-se um material que permaneça com condições ótimas de fluxo (condutividade hidráulica – K) associado a um potencial reativo para viabilizar a adsorção de compostos inorgânicos dos efluentes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Conforme os mesmos autores, esta colaboração positiva não acontece facilmente em virtude de o material filtrante apresentar apenas uma das duas características, por exemplo a areia que possui um ótimo potencial de fluxo, porém, uma baixa capacidade de adsorção. A escolha do recheio está vinculada com a finalidade do tratamento e dessa forma, procura-se aplicar materiais de fácil obtenção e viáveis economicamente.

O comportamento do efluente no material filtrante, segundo os mesmos autores, está associado com os parâmetros de porosidade (fração volumétrica total dos poros do solo) e condutividade hidráulica (permeabilidade de um material filtrante), de saturação e não

saturação, permitindo compreender as características do escoamento. As classes de solos apresentam distintas faixas de valores para porosidade (Tabela 1).

Tabela 1 – Faixa de valores para porosidade conforme a classe de solo.

Classes de solo	Porosidade (η) (m^3/m^3)
arenosos	0,35 – 0,50
siltosos e francos	0,30 – 0,55
argilosos	0,40 – 0,65
humíferos	0,60 – 0,80
turfosos	0,80 – 0,85

Fonte: Philippi e Sezerino, 2004.

A distribuição do tamanho dos espaços porosos, de acordo com os autores anteriormente citados, também influencia no armazenamento, disponibilidade e transporte dos efluentes e do ar no solo. Encontram-se distintas classificações dos tamanhos: macroporos ($\phi > 300$ mm); mesoporos ($50 < \phi < 300$ mm); e microporos ($\phi < 50$ mm). Nos macroporos o efluente flui rapidamente, em condições de saturação ou próximo. Contudo, nos microporos o transporte do efluente é mais lento.

A condutividade hidráulica (K) do solo, em conformidade com os mesmos autores, é conhecida como a sua capacidade de escoar o efluente, a cargo do tamanho, da condutividade e da irregularidade da porosidade. Conforme o diâmetro dos poros, o efluente esco livremente pela ação da gravidade ou fica retido devido as forças de capilares. À medida que se realizou ensaios de condutividade hidráulica em laboratório, obteve-se os valores da mesma para distintos materiais como apresentado na Tabelas 2.

Tabela 2 – Valores de condutividade hidráulica de distintos matérias filtrantes utilizados no tratamento de efluentes.

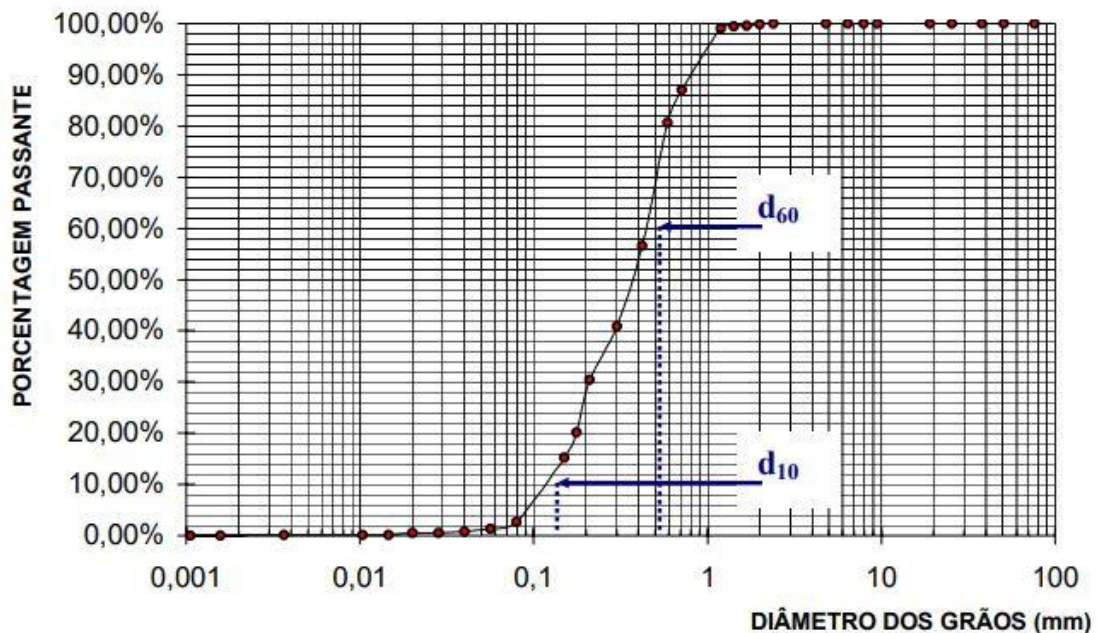
Material filtrante	K (cm/s)
Cascalho com pouca areia (alta permeabilidade)	na ordem de 1
Areia grossa (boa permeabilidade)	na ordem de 10^{-2}
Areia média a fina (permeabilidade baixa)	na ordem de 10^{-3}
Areia fina com alto teor de argila (permeabilidade dificultada)	na ordem de 10^{-6}

Fonte: Philippi e Sezerino, 2004.

No material filtrante, de acordo com autores anteriormente citados, as propriedades de composição granulométrica e os índices (diâmetro efetivo (d_{10}), coeficiente de uniformidade (U) e condutividade hidráulica teórica (K)), determinam dos parâmetros significativos de projeto.

O diâmetro efetivo (d_{10}) ou diâmetro equivalente a 10 % das partículas do solo inferiores a ele, conforme os mesmos autores, é um índice que após a sua obtenção por meio da curva granulométrica (Figura 7) possibilita a determinação o coeficiente de uniformidade (U) e a condutividade hidráulica teórica (K) do material filtrante.

Figura 7 – Curva granulométrica desenvolvida baseado em areia média.



Fonte: Sezerino, 2006.

A K é estipulada pelo uso do d_{10} do material, conforme a equação 1 em sequência proposta por Hanzen (SEZERINO, 2006), a qual é válida para areias fofas e uniformes.

$$K = C \times (d_{10})^2 \quad (1)$$

Em que: K é a condutividade hidráulica em cm/s; d_{10} é o diâmetro efetivo em cm; e C é o coeficiente que varia de 100 a 150.

Entretanto, a obtenção de K da forma mais adequada é por meio do ensaio em laboratório com o material desejado (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Conforme Caputo (1996) apud Sezerino (2006), o coeficiente de uniformidade pode ser determinado a partir do diâmetro efetivo (d_{10}) e do diâmetro correspondente a 60 % em peso total de todas as partículas menores que este valor (d_{60}), definido com o ensaio granulométrico, por meio da relação (Equação 2):

$$U = d_{60}/d_{10} \quad (2)$$

Em que: U é o coeficiente de uniformidade (adimensional); d_{10} e d_{60} em milímetros.

Nos WC as propriedades ideais para as partículas do material filtrante são (BUCKSTEEG (1990); CONLEY et al. (1991); COOPER et al. (1996); PLATZER (1999); ARIAS et al. (2001) apud PHILIPPI; SEZERINO (2006)): diâmetro efetivo: $d_{10} \geq 0,20$ mm; coeficiente de uniformidade: $U \leq 5$ unidades; e coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica saturada $K_s \leq 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ ($\geq 10^{-2} \text{ cm s}^{-1}$ ou $\geq 0,36 \text{ m h}^{-1}$).

Na Europa, em especial no Reino Unido, o material filtrante mais empregado é o cascalho e/ou areia grossa, no caso do primeiro recomenda-se utilizar com tamanho médio dos grãos de 8 a 16 mm para fluxo horizontais. Nos WC de fluxo verticais, aconselha-se empregar uma camada superior de cascalho, acompanhado de uma camada de areia (d_{10} entre 0,25 a 0,5 mm) e coeficiente de uniformidade próximo a 3,5 (PHILIPPI E SEZERINO, 2004). Nas pesquisas brasileiras a pedra brita e a areia são os materiais filtrantes mais comumente empregados (SEZERINO et al., 2015).

O material de recheio utilizado no WC apresenta uma função relevante na depuração de materiais ricos em carbono, na manutenção das propriedades hidráulicas, na adsorção de materiais inorgânicos e na transformação das frações nitrogenadas. O potencial de adsorção é conhecido como a força de atração entre a superfície do material filtrante e as moléculas orgânicas e inorgânicas contidas no efluente. Essas forças são influenciadas por diversos fatores como a temperatura, a natureza do solvente, a área superficial do adsorvente, o tipo de efluente, o pH do meio, a presença de sais inorgânicos, entre outros (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

No WC, a maior preocupação com relação ao material filtrante é o fenômeno de colmatação, o qual é caracterizado pela obstrução dos poros pelos quais o efluente escoaria por meio do depósito de sólidos orgânicos e inorgânicos. Isto, ocasiona a diminuição da condutividade hidráulica podendo reduzir o potencial de tratamento independentemente do material utilizado como substrato. As principais causas desse fenômeno são: aglomeração de

SST nos poros do material filtrante; formação de biomassa em excesso; e crescimento excessivo das raízes das macrófitas. O controle do mesmo pode ser realizado pelo monitoramento das concentrações de SST do afluente ao *wetland*, o volume de efluente aplicado e o tempo de inatividade do sistema (KADLEC; WALLACE, 2009).

2.3.2 Macrófitas

As macrófitas apresentam uma importância significativa na operação e correto funcionamento de WC e, na manutenção do equilíbrio ecológico em WN. Conforme Brix (1997), as macrófitas apresentam algumas funcionalidades em unidades de WC, como: estabilização da superfície do filtro; propiciação de boas condições para o processo físico de filtração; aeração da rizosfera (região de contato entre solo e raízes); propiciação de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes; remoção de nutrientes devido o requerimento nutricional das macrófitas; e embelezamento paisagístico.

Por meio da associação das plantas e o material filtrante empregado no sistema de WC, ocorre o tratamento do efluente. As raízes das macrófitas ao se fixarem no maciço filtrante, removem elementos importantes para seu desenvolvimento, além disso, oxigenam e formam ambiente biológico e químico benéfico aos microrganismos, os quais degradam a matéria orgânicas e excretam substâncias bactericidas que eliminam os coliformes fecais (HUSSAR, 2001).

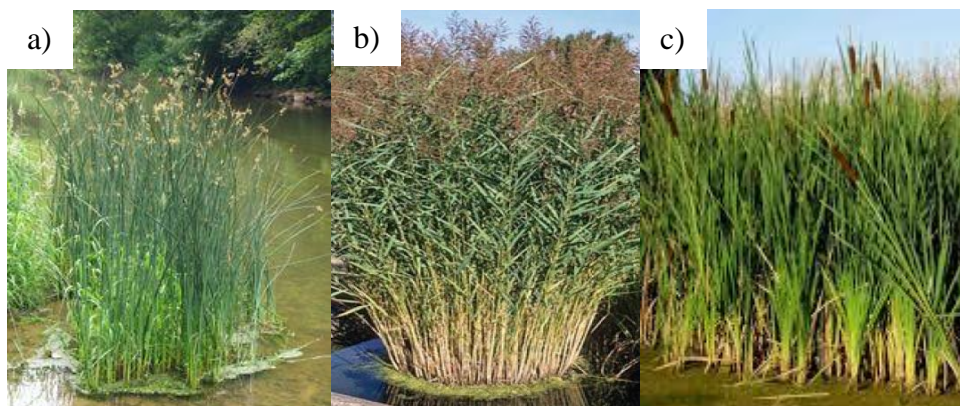
Baseado na morfologia e fisiologia das macrófitas, conforme Kadlec e Wallace (2009), encontram-se na natureza quatro grupos dominantes ilustradas nas Figuras 8, 9 e 10, e classificadas em: emergentes – macrófitas enraizadas com crescimento em áreas saturadas, submersas e fora d'água parcialmente; submersas – raiz e estruturas vegetativas completamente dentro d'água; flutuantes fixas – plantas com raízes submersas e possuem folhas flutuantes ou levemente aéreas; e flutuantes livres – não estão enraizadas no substrato, visto isso flutuam livremente e que podem ser levadas pela correnteza. No quadro 1, estão apresentadas algumas espécies mais empregadas no tratamento de efluentes com a ecotecnologia de WC.

Quadro 1 – Macrófitas empregadas no tratamento de águas residuárias por *wetlands* construídos.

Emergentes	<i>Scirpus robustus</i>	Flutuantes
	<i>Scirpus validus</i>	
<i>Canna flaccida</i>	<i>Typha domingensis</i>	<i>Azolla caroliniana</i>
<i>Colocasia esculenta</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>
<i>Eleocharis dulcis</i>	<i>Typha orientalis</i>	<i>Hydrocotyle umbellata</i>
<i>Eleocharis sphacelata</i>	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	<i>Lagorosiphon major</i>
<i>Glyceria máxima</i>	Submersas	<i>Lemna gibba</i>
<i>Iris pseudacorus</i>		<i>Lemna minor</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>		<i>Lemna spp.</i>
<i>Phragmites australis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Pistia stratiotes</i>
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	<i>Egeria densa</i>	<i>Salvinia rotundifolia</i>
<i>Scirpus lacustris</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>
<i>Scirpus pungens</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Wolffia arrhiza</i>

Fonte: Hammer, 1989.

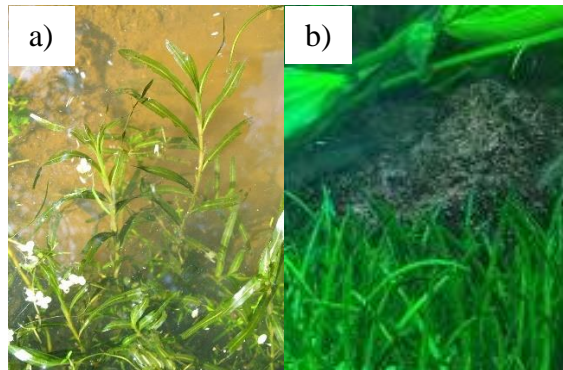
Figura 8 – Macrófitas emergentes.



Nota: As espécies ilustradas são: a) *Scirpus (Schoenoplectus) lacustris*; b) *Phragmites australis*; e c) *Typha latifolia*.

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace, 2009.

Figura 9 – Macrófitas submersas.



Nota: As espécies ilustradas são: a) *Potamogeton crispus*; e b) *Littorella uniflora*.

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace, 2009.

Figura 10 – Macrófitas flutuantes.



Nota: As espécies ilustradas são: a) *Nymphaea alba*; b) *Potamogeton gramineus*; c) *Hydrocotyle vulgaris*; d) *Eichhornia crassipes*; e e) *Lemna minor*.

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace, 2009.

Conforme Hammer (1989), a escolha da macrófita a ser empregada no sistema depende da tolerância da mesma a ambientes saturados de água e/ou efluente, seu potencial de crescimento, a sua presença na região de instalação do sistema de tratamento, visto que assim as macrófitas estarão adaptadas às condições climáticas locais, além do custo para plantio e manutenção.

Para aplicação no *wetland*, deseja-se uma macrófita com grande biomassa superficial e rápido crescimento. Além disso, é interessante que a mesma seja capaz de tolerar cargas orgânicas e de nutrientes elevadas, que apresente um sistema radicular extenso, ser tolerante a condição anaeróbica e anóxica, ser capaz de fornecer substrato à comunidade microbiana e oxigenação às raízes e rizomas (BRIX, 1994). Nos quadros 2 e 3, há algumas funções das macrófitas nos WC e a influência das mesmas na remoção de poluentes no WC.

Quadro 2 – Principais funções das macrófitas nos *wetlands* construídos.

Funções das macrófitas	Papel no tratamento
Área vegetal	Influência no microclima em virtude do isolamento durante o inverno; Redução da velocidade do vento, o que diminui a dispersão de material sólido; Armazenamento de nutrientes; Potencial estético promovido pela aparência agradável.
Tecido vegetal em contato com o efluente	Filtragem das partículas maiores; Redução da velocidade de escoamento, o que provoca o aumento da taxa de sedimentação e a redução da dispersão de sólidos; Liberação de oxigênio na fotossíntese, aumentando a degradação aeróbica na matéria orgânica; Retirada de nutrientes.
Raízes e rizomas no sedimento	Prevenção de erosão; Fornecimento de superfície e alimento para o crescimento bacteriano; Liberação de oxigênio que auxilia na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação; Retirada de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Brix, 1997.

Os três gêneros de macrófitas mais empregadas em *wetland* no mundo são: *Phragmites spp.*, *Typha spp.* e *Juncus spp.* Segundo Sezerino (2006), estes três gêneros de macrófitas emergentes possuem uma rápida taxa de crescimento. Há estudos que confirmam um crescimento muito rápido e extremamente denso da *Phragmites spp.*, no caso da *Typha spp.*, ocorre crescimento rápido e denso, e o *Juncus spp.*, apresenta uma taxa de crescimento variando de moderado a rápido, e um crescimento denso. Normalmente nos WC são utilizadas as espécies emergentes e flutuantes. No Brasil, é comum o uso das espécies *Typha spp.* (taboa) como a macrófita mais empregada, *Eleocharis spp.* e *Zizaniopsis spp.* (SEZERINO et al., 2015).

Quadro 3 – Ação das macrófitas na remoção de poluentes em *wetlands* construídos.

País	Vegetação	Parâmetros	Efeitos (positivo ou nenhum)	Referências
Alemanha	<i>Phragmites australis</i>	CF	Nenhum	Vacca et al. (2005)
Brasil	<i>Typha latifolia</i>	DQO, DBO, SST, NT, CF, PT, NH ₄ -N	Positivo	Dorneles et al. (2008)
Canadá	<i>Phragmites australis</i>	DBO ₅ , DQO, NTK, NH ₄ -N	Positivo	Naylor et al. (2003)
	<i>Typha latifolia</i>	SST, PT, NO ₃ -N, PO ₄ -P	Nenhum	
China	<i>Phragmites australis</i>	NT	Positivo	Zhou et al. (2004)
	<i>Zizania caduciflora</i>	NT	Positivo	
Costa Rica	<i>Coix lacryma-jobi</i>	DBO ₅ , CF	Positivo	Dallas e Ho (2005)
Espanha	<i>Typha latifolia</i>	DBO ₅ , NH ₄ -N, CF	Positivo	Ciria et al. (2005)
		SST, DQO	Nenhum	
Grécia	<i>Typha latifolia</i>	NTK, PT	Positivo	Akrato e Tsihrintzis (2007)
México	<i>Phragmites australis</i>	CF	Positivo	Rivera et al. (1995)
	<i>Typha spp.</i>	CF	Positivo	
Marrocos	<i>Arundo donax</i>	DQO, SST, NH ₄ -N, PT	Positivo	El Hafiane e El Hamouri (2004)
Nepal	<i>Phragmites karka</i>	DBO ₅ , DQO, NTK, PT	Positivo	Pandey et al. (2006)
Nova Zelândia	<i>Scirpus validus</i>	DBO ₅ , SST, CF	Nenhum	Tanner et al. (1995)
Tanzânia	<i>Typha latifolia</i>	DQO, NH ₄ -N, PO ₄ -P, SO ₄ ²⁻	Positivo	Mbuligwe (2004)
EUA	<i>Colocasia esculenta</i>	NO ₃ -N	Nenhum	Gersberg et al. (1986)
	<i>Scirpus validus</i>		Positivo	
	<i>Phragmites australis</i>			
	<i>Typha latifolia</i>			
EUA	<i>Juncus effuses</i>	PT, NTK, NH ₄ -N	Positivo	Coleman et al. (2001)
	<i>Scirpus cyperinus</i>	SST, CF	Nenhum	
	<i>Typha latifolia</i>			
	Mistura dos três	DBO ₅	Positivo	

Nota: Coliformes fecais (CF); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); sólidos suspensos totais (SST); nitrogênio total (NT); coliformes fecais (CF); fósforo total (PT); amônio (NH₄-N); demanda bioquímica de oxigênio padrão de 5 dias (DBO₅); nitrogênio total kjeldahl (NTK); nitrato (NO₃-N); fosfato (PO₄-P); e sulfato (SO₄²⁻).

Fonte: Adaptado de Vymazal, 2011.

No processo de retirada das macrófitas dos ambientes naturais para o replantio no *wetland*, aconselha-se que seja realizada a escavação manual, e a seleção dos rizomas que contenham dois ou mais nódulos não danificados. Após o plantio, as macrófitas que não vingaram depois do processo de transplante devem ser trocadas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Os processos biológicos que ocorrem nas macrófitas e auxiliam no tratamento de efluentes nos sistemas estão relacionados com a atividade dos microrganismos aderidos à fração sólida do substrato, raiz e no colo das plantas. Esses processos podem mineralizar o material orgânico contido no efluente, e absorver nutrientes dissolvidos no meio. Nas macrófitas os processos abióticos presente incluem a precipitação química, sedimentação e adsorção de íons no substrato (KADLEC; WALLACE, 2009).

2.3.3 Microrganismos

Os microrganismos e os seres vivos podem ser classificados em dois grupos (autotróficos e heterotróficos), conforme as necessidades nutricionais e energéticas (descrição dos mesmos no Quadro 4). No primeiro caso, indivíduos sintetizam substratos orgânicos por meio de substâncias inorgânicas. Com relação aos heterotróficos, os mesmos utilizam substratos orgânicos a fim de obterem energia para seu metabolismo (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Além desses, os organismos patogênicos são muito importantes no tratamento de efluentes, mas a sua determinação é complicada, visto que sua concentração é muito baixa. Em virtude disso, é necessária uma demanda considerável de volumes de amostra para detecção de patógenos. Como alternativa, emprega-se os chamados organismos indicadores de contaminação fecal, os quais não são patógenos. Estes mostram se na água há contaminação por fezes humanas ou de animais, e dessa forma, a potencialidade de transmissão de doenças. Usualmente, os coliformes são os organismos empregados como parâmetro bacteriológico básico (VON SPERLING, 2014).

Os principais indicadores de contaminação fecal usados são (VON SPERLING, 1996): a) coliformes totais: grupo grande de bactérias que são isoladas em amostras; b) coliformes fecais ou termotolerantes: grupo de bactérias indicadoras de organismos originários no trato intestinal humano e de outros animais; c) estreptococos fecais: várias espécies de estreptococos, que tem seu habitat usual no intestino de seres humanos e outros animais.

A presença dos microrganismos e as atividades enzimáticas no WC são indicadores biológicos da eficiência do sistema, podendo-se assim, compreender a dinâmica de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, a fim de atender aos padrões de lançamento. As eficiências variam conforme a disponibilidade de nutrientes, temperatura e teor de umidade (TRUU et al., 2008).

A formação de biofilme aderido ao meio suporte e nas raízes das plantas é um princípio básico no processo de depuração e transformação dos elementos físicos, químicos e biológicos nos efluentes. No qual a comunidade microbiana aeróbio e anaeróbio irão depurar a matéria orgânica e instigar as transformações da série nitrogenada (nitrificação e desnitrificação) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Nas superfícies nas quais há formação de biofilmes, ocorrem os processos microbianos, bem como os locais de ligação para os processos de sorção. A transferência de massa acontece no biofilme e na fase aquosa volumosa (KADLEC; WALLACE, 2009). Nos biofilmes há microambientes coexistentes aeróbico-anóxicos-anaeróbicos e um longo tempo de retenção de lodo, esses fatores facilitam a degradação de moléculas orgânicas mais complexas, como os micro-poluentes (DOTRO et al., 2017). Os eventos de perda de biofilme são ocasionados geralmente por erosão, abrasão e destacamento completo de parte do biofilme formado (MELO, 2003).

Em síntese, no Quadro 5 consta, os importantes fatores intervenientes na formação e nas condições de estabilidade do biofilme, baseadas nas referências de Iwai e kitao (1994), Melo (2003), Wijeyekoon (2004), Ramasamy e Zhang (2005) e Melo (2005), apud Almeida (2017).

Quadro 4 – Principais micro e macro organismos presentes nas águas residuárias.

Organismos	Descrição
Bactéria	Organismos procariontes unicelulares pertencentes ao reino Monera. São as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. No interior de sua célula há o ácido ribonucleico que realiza a síntese de proteínas. Algumas delas são patogênicas, as quais podem provocar algum tipo de doença.
Fungos	Organismos multicelulares, não fotossintetizantes, eucariontes e heterotróficos, na grande maioria aeróbicos. Crescem em situações de baixo pH.
Protozoários	Organismos que possuem mobilidade e unicelulares sem parede celular. A maior parte é aeróbica ou facultativa. Sua fonte de alimento são as bactérias, algas e outros microrganismos. Além disso, são importantes no tratamento biológico para garantir o equilíbrio entre os grupos.
Vírus	Constituídos por um núcleo de ácido nucleico (DNA ou RNA). São parasitas que se multiplicam em célula hospedeira. Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento do esgoto.
Algas	Organismos uni ou pluricelulares, autótrofos, eucariontes e fotossintéticos. São importantes nos processos de tratamento biológico. Produzem O ₂ por fotossíntese. Apresentam crescimento exagerado em águas eutrofizadas.
Helmintos	Animais superiores cujos ovos presentes nos efluentes podem causar doenças.

Fonte: Metcalf; Eddy, 2003; Nuvolari, 2003; Von Sperling, 1996.

Quadro 5 – Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.

Fator Interveniante	Característica	Aspectos recorrentes
Espécie e fisiologia microbiana	Biológica	<p>Alguns microrganismos produzem maior quantidade de polímeros extracelulares, facilitando a aderência a superfícies sólidas.</p> <p>Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do microrganismo com a superfície sólida.</p>
Rugosidade da superfície sólida	Física	Atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e microrganismos.
Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme	Química	<p>A composição do substrato seleciona os microrganismos no biofilme.</p> <p>A concentração do substrato pode influenciar na estrutura do biofilme. Maiores concentrações de matéria orgânica tendem a elevar a espessura do biofilme.</p> <p>O pH do líquido altera a ação eletrostática entre os microrganismos e a superfície de contato. Pode controlar o desenvolvimento de espécies predominantes como fungos e bactérias.</p> <p>A temperatura altera a atividade metabólica dos microrganismos, influenciando no tempo de crescimento dos microrganismos.</p>
Condições hidrodinâmicas (velocidades e turbulências)	Física	<p>Velocidades elevadas: Retarda a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Após o estabelecimento do biofilme, elevadas velocidades e turbulências estimulam o crescimento de biomassa em virtude do aumento do fluxo de substrato. Gera biofilmes mais lisos, menos espessos, compactos e com maior porosidade.</p> <p>Velocidades baixas: Sob elevadas concentrações o biofilme torna-se espesso induzindo ao aparecimento de zonas inativas pela dificuldade de transferência de massa.</p> <p>Tal fato favorece o destacamento de parte do biofilme</p>

Fonte: Almeida, 2007.

2.4 REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DOS PRINCIPAIS POLUENTES EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os principais métodos de remoção de poluentes em WC envolvem o maciço filtrante, as plantas e os microrganismos. Esses mecanismos de remoção e/ou transformações em sistemas de WC são resumidos no Quadro 6. As reações ocorrem na coluna d'água, sobre as superfícies das macrófitas ou no interior da zona de raízes (CUNHA, 2006).

Quadro 6 – Principais mecanismos de remoção e transformação para os constituintes de interesse em efluentes nos *wetlands* construídos.

Constituintes	Sistema de <i>wetlands</i> construídos
Sólidos Totais	Sedimentação/Filtração; Decomposição; Precipitação e coprecipitação; Oxidação pelos microrganismos; Assimilação pelas plantas.
DBO e DQO	Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia); Sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento); Filtração.
Nitrogênio	Amonificação; Volatilização da amônia; Nitrificação; Desnitrificação; Nitrificação e desnitrificação simultâneas; Nitrificação – desnitrificação parcial; Nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia.
Fósforo	Reações de adsorção aos sítios das macrófitas e microbiota; Precipitação com Al, Fe, Ca e argilo minerais do solo; Formatação de complexos com a matéria orgânica; Assimilação pelas macrófitas e microbiota.
Sulfato	Adsorção (troca iônica); Respiração do sulfato; Precipitação de sulfetos metálicos.
Metais	Sedimentação/Filtração; Reações de adsorção; Precipitação com material orgânico e acúmulo no sedimento; Precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos; Assimilação pelas macrófitas; Transformações microbianas (oxidação).
Fenol	Adsorção a matéria orgânica e partículas do solo; Degradação microbiana.
Patógenos	Sedimentação/Filtração; Exposição a biocidas excretados por macrófitas; Radiação ultravioleta; Adsorção a matéria orgânica; Predação e ataque por vírus e protozoários; Morte natural;

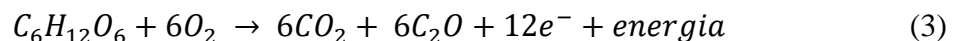
Nota: demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO).

Fonte: Cunha, 2006.

2.4.1 Matéria orgânica

A matéria orgânica em WC é degradada por meio de microrganismos, em especial por bactérias que estão aderidas ao material filtrante, raízes e rizomas das macrófitas. Apesar de que a degradação seja mais eficiente com a presença de oxigênio, ela restringe-se as proximidades das raízes nas zonas de aerobiose. Nos WC, a maior parcela da degradação da matéria orgânica acontece por ação dos microrganismos, que dependem de baixas concentrações ou ausência de oxigênio (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; VYMAZAL, 2005).

Os principais microrganismos que realizam a degradação aeróbia da matéria orgânica solúvel são as bactérias aeróbias heterotróficas, em conformidade com a reação apresentada por meio da Equação 3:

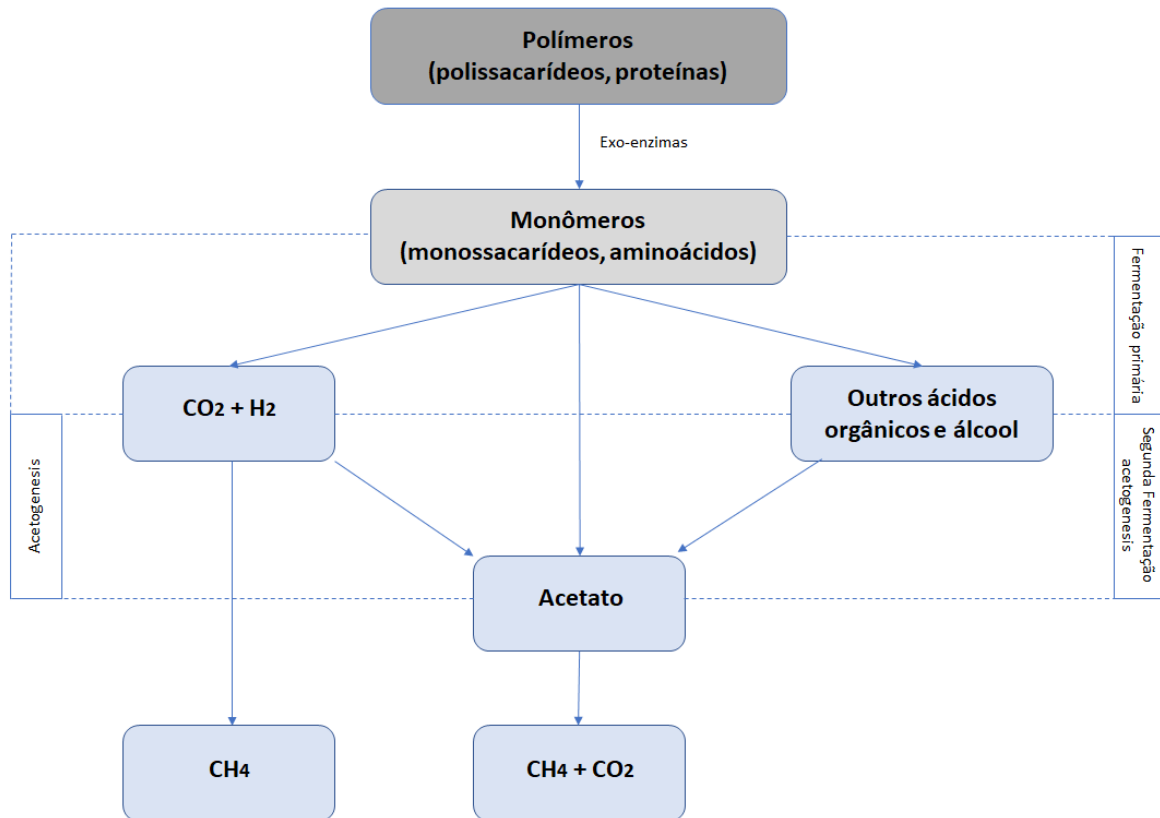


As bactérias aeróbias heterotróficas podem sofrer uma redução severa do seu desempenho no processo bioquímico de oxidação aeróbia caso o aporte de oxigênio seja insuficiente. Nos efluentes domésticos, o fornecimento de matéria orgânica dissolvida é satisfatório, porém a degradação aeróbia é limitada pela concentração de oxigênio dissolvido (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009).

A matéria orgânica, conforme Megonikal et al. (2004), constitui-se de uma mistura complexa de biopolímeros. Compostos como carboidratos, lipídios e proteínas são facilmente degradados pelos microrganismos, contudo, a hemicelulose e a lignina, apresentam uma resistência à decomposição. As etapas do processo de degradação anaeróbia dos biopolímeros está ilustrada na Figura 11.

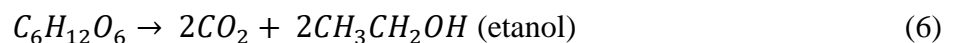
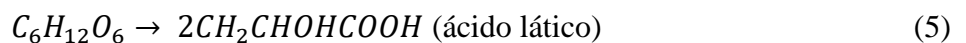
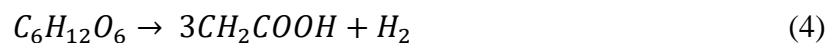
As substâncias orgânicas que estão contidas nos efluentes são constituídas principalmente por compostos de proteínas (40 a 60 %); carboidratos (25 a 50 %); gorduras e óleos (8 a 12 %); fenóis, ureia, pesticidas, surfactantes, metais e outros (quantidade reduzida) (METCALF; EDDY, 2003).

Figura 11 – Esquema metabólico de degradação anaeróbia da matéria orgânica.



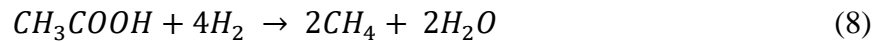
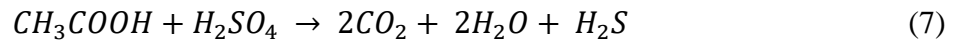
Fonte: Vymazal e Kröpfelová, 2009.

No início da degradação por meio da ação dos microrganismos, os polímeros são transformados em monômeros como, aminoácidos, ácidos graxos e monossacarídeos. Em sequência ocorre a fermentação, na qual os principais produtos são ácidos graxos como ácido acético (Equação 4), butírico e láctico (Equação 5), álcool (Equação 6) e gases CO_2 e H_2 (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009).



Em seguimento, os produtos da fermentação primária são mineralizados para CO_2 e CH_4 ou transformados por meio da fermentação secundária em ácidos graxos voláteis mais simples (Figura 11). O ácido acético é o principal ácido formado. Bactérias redutoras de sulfato (Equação 7) e bactérias formadoras de metano (Equações 8 e 9), estritamente anaeróbicas, beneficiam-se dos produtos da fermentação e necessitam de uma complexa comunidade de bactérias fermentativas para fornecer substrato às suas atividades metabólicas.

Ambos os grupos desempenham um papel relevante na decomposição da matéria orgânica e no ciclo do carbono em WC (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009).



Nos WC, conforme descrito por Von Sperling (2014), os métodos diretos e indiretos comumente utilizados para determinar a concentração de matéria orgânica ou o seu potencial poluidor, são: Métodos indiretos (medição do consumo de oxigênio): Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅); Demanda Última de Oxigênio (DBO_u); e Demanda Química de Oxigênio (DQO); e Métodos diretos (medição do carbono orgânico): Carbono Orgânico Total (COT).

2.4.2 Matéria inorgânica

A matéria inorgânica é constituída por compostos de origem mineral, que apresentam na sua composição diversos elementos exceto o carbono. Uma grande parte desses são tóxicos. Entre eles, têm-se em destaque os compostos inorgânicos de nitrogênio, fósforo e os metais (VON SPERLING, 2014).

As principais formas inorgânicas de nitrogênio presentes em WC são amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), óxido nítrico (N₂O) e gás nitrogênio (N₂) (LAUTENSCHLAGER, 2001). Conforme Von Sperling (2014), a amônia apresenta-se em solução tanto na forma de íon amônio (NH₄⁺) como na forma livre, ou não ionizada (NH₃). A distribuição relativa entre as formas de amônia assume a seguinte forma em função dos valores de pH: pH < 8 em geral a amônia está totalmente na forma de NH₄⁺; pH = 9,5 aproximadamente 50 % NH₃ e 50 % NH₄⁺; e pH > 11 praticamente toda a amônia está na forma de NH₃.

Dessa forma, segundo o mesmo autor, quando a faixa de pH está na usual (6 a 9,5 pH), ou próxima à neutralidade, a amônia apresenta-se na forma ionizada. Esse fator é um importante indicador de consequências ambientais, pois a amônia livre em baixas concentrações é tóxica aos peixes. A temperatura do efluente também influencia, pois a 25 °C a proporção de amônia livre em relação a amônia total é praticamente o dobro em relação a temperatura de 15 °C.

No caso do fósforo, de acordo como autor citado anteriormente, as principais formas inorgânicas são os polifosfatos e os ortofosfatos, origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos, predominantemente na forma solúvel. O fósforo nos detergentes acontece, nos efluentes brutos, na forma de polifosfatos solúveis ou, depois do processo de hidrólise, como ortofosfatos.

Em conformidade como mesmo autor, os ortofosfatos apresentam uma forma mais simples e assim, estão diretamente disponíveis para o metabolismo microbiano sem necessidade de conversões. Porém, a forma que os ortofosfatos se apresentam no efluente depende do pH, podendo ser: PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- ou H_3PO_4 . Os polifosfatos são moléculas mais complexas que apresentam dois ou mais átomos de fósforo. Esses compostos se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, caracterizado por ser um processo lento.

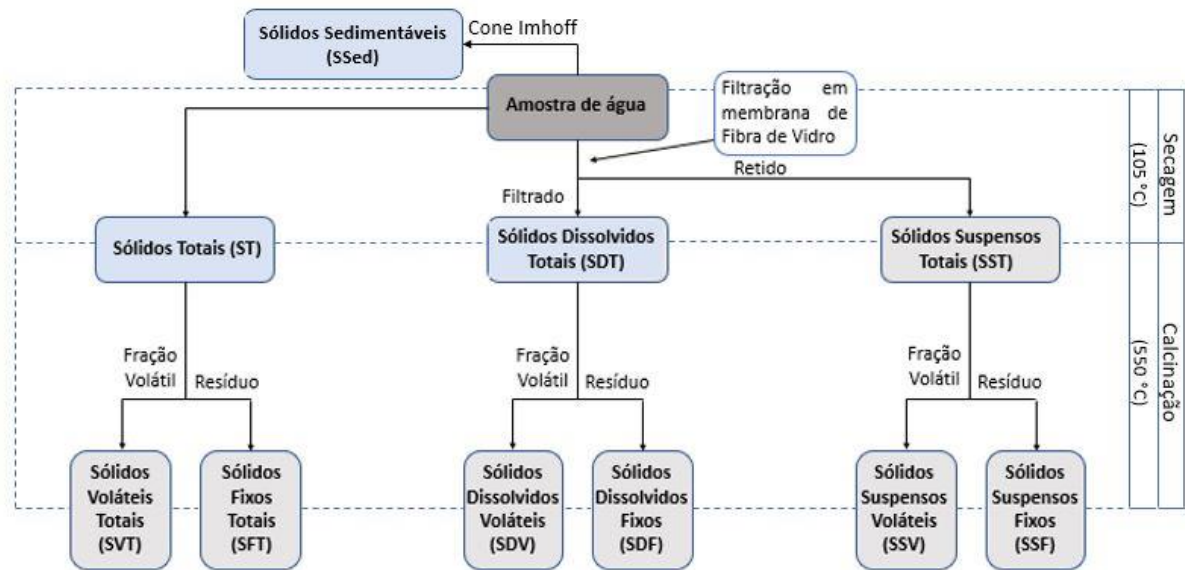
Segundo o autor, os metais são compostos inorgânicos que apresentam um destaque especial com relação a toxicidade. Entre os metais que podem se dissolver na água têm-se o arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata, dos quais, muitos estão concentrados na cadeia alimentar e caracterizam um grande perigo aos organismos situados nos níveis superiores. Contudo, diversos metais em baixas concentrações são essenciais no crescimento de seres vivos. A forma de constituinte responsável, são: sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos totais (SDT).

2.4.3 Sólidos

No saneamento, os sólidos presentes na água representam a matéria que se mantém como resíduo, posteriormente a evaporação, secagem ou calcinação da amostra em certa temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Esses procedimentos definem as distintas frações de sólidos contidos na água (METCALF; EDDY, 2003). A composição básica dos esgotos sanitários é de 99,9 % de água e, somente, 0,1 % de sólidos. A presença dos sólidos no efluente aumenta sua turbidez influenciando diretamente na passagem de luz e diminuindo o valor de oxigênio dissolvido no esgoto (NUVOLARI, 2003).

As frações de sólidos são denominados conforme apresentados na Figura 12.

Figura 12 – Diagrama das frações de sólidos obtidas no ensaio da série de sólidos.

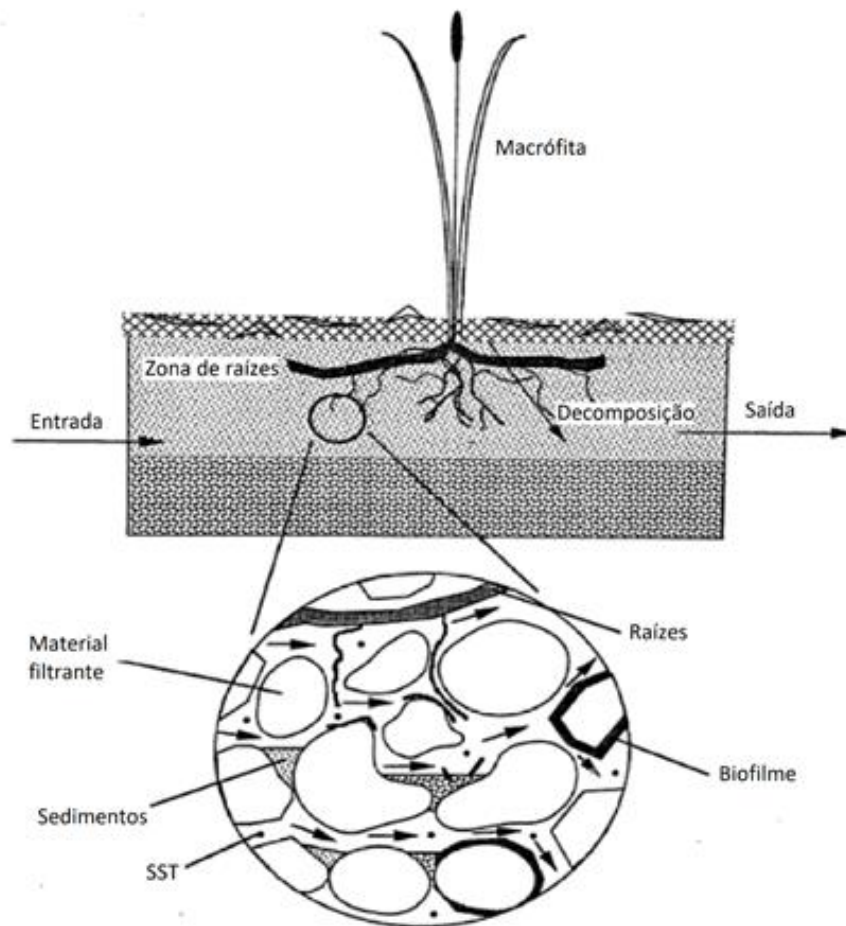


Fonte: Adaptado do *American Public Health Association – APHA, 2005*.

Os sólidos em suspensão que estão presentes nos WC de escoamento subsuperficial e que não foram removidos nos sistemas primários, serão retidos por meio da filtração e sedimentação (COOPER et al., 1996). Conforme Kadlec e Wallace (2009), esses mecanismos de tratamento estão diretamente relacionados com as baixas velocidades de percolação das águas residuárias no WC, e em virtude da presença de macrófitas e material filtrante. Por meio da ocorrência simultânea da sedimentação do material particulado, a precipitação química, a decomposição e a incorporação de sólidos ao biofilme, ocorre a redução na concentração de SST (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Composta por mecanismos complexos, a filtração é um processo que ocorrer nos WC que consiste na ocorrência de sedimentação, impacto das partículas e adesão ao material filtrante, além disso, na composição do biofilme (METCALF; EDDY, 2003). A Figura 13 retrata a retenção e/ou remoção dos SST nas águas residuárias tratadas nos WC de escoamento subsuperficial.

Figura 13 – Caracterização da retenção e/ou remoção dos sólidos no WC de escoamento subsuperficial.



Fonte: Adaptado de Kadlec e Knight, 1996.

Entretanto, conforme a disposição e percolação da água residuária no sistema do WC, principalmente com relação ao material filtrante, ocorre a redução da condutividade hidráulica inerente desse material ao longo do tempo, até a completa colmatação. Logo, a colmatação é o resultado do acúmulo de SST e do desenvolvimento do biofilme (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A disposição dos diferentes tamanhos dos grãos que constituem o material filtrante nos WC afeta de forma direta a condutividade hidráulica e o volume de vazios, em virtude disso é um parâmetro importante para o funcionamento do sistema de tratamento WC. Do mesmo modo, a fração de oxigênio no material filtrante tem importância com relação ao processo de colmatação (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Conforme Platzer e Mauch (1997), ciclos intermitentes de lançamento de efluentes no WC de escoamento subsuperficial apresentam

uma maior eficiência na aeração do material filtrante e guiam para uma biodegradação acelerada da matéria orgânica pelos microrganismos, reduzindo dessa forma, a velocidade de colmatação¹.

2.4.4 Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento primordial nos ciclos biogeoquímicos, no desenvolvimento de microrganismos, plantas e animais. Desse modo, sabendo da sua importância na síntese de proteínas, conhecer a sua quantidade no efluente é importante, pois permite avaliar a sua tratabilidade por meio de processos biológicos (METCALF; EDDY, 2003).

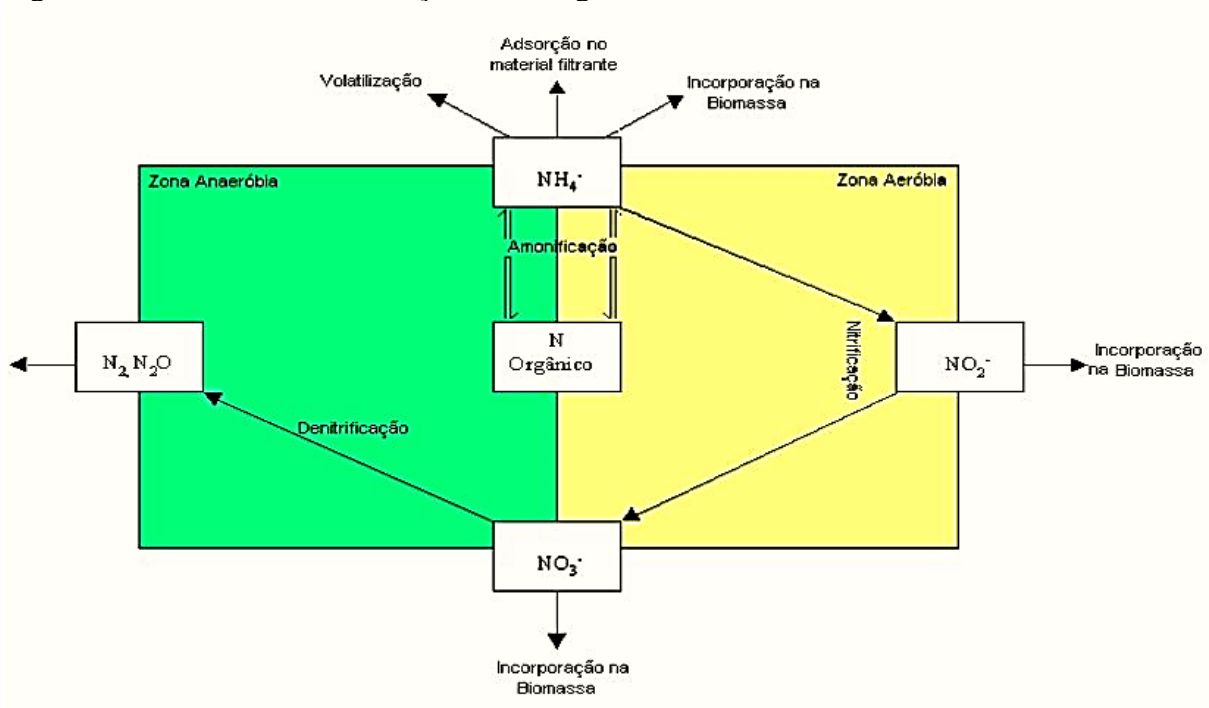
Esse elemento existe em muitas formas, e vários processos inter-relacionados o convertem, em um sistema complexo chamado ciclo do nitrogênio (STEFANAKIS et al., 2014). As formas típicas de nitrogênio em efluentes são: a) Forma orgânica: ureia [CO(NH₂)₂]; aminoácidos (-NH₂ e -COOH); ácido úrico (C₅H₄N₄O₃); purina; e pirimidinas; b) Forma inorgânica como íons: amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻); e c) Forma inorgânica como gases: nitrogênio molecular (N₂), óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO₂ e N₂O₄) e amônia (NH₃).

Geralmente, conforme descrito por STEFANAKIS et al. (2014), os métodos analíticos incluem a determinação da amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total Kjeldahl (NTK = nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal); nitrogênio orgânico (NTK - nitrogênio amoniacal); nitrogênio oxidado (nitrato + nitrito); nitrogênio inorgânico (nitrogênio oxidado + nitrogênio amoniacal); e nitrogênio total (NT = NTK - nitrogênio oxidado).

Os processos primordiais de transformação do nitrogênio em tratamentos de efluentes por WC, conforme o mesmo autor, são (Figura 14): volatilização da Amônia (NH₄⁺ → NH₃); amonificação do Nitrato (NO₃⁻ → NH₄⁺); nitrificação (NH₄⁺ → NO₂⁻ → NO₃⁻); desnitrificação (NO₃⁻ → NO₂⁻ → NO → N₂O → N₂); e fixação de N₂ (N₂ → N orgânico).

¹ Colmatação: fenômeno provocado pela disposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos *wetlands*, por meio da produção excessiva de biomassa devido ao crescimento de microrganismos e das raízes das macrófitas, e pela compactação do material filtrante (LANGERGRABER, 2003).

Figura 14 – Rotas de transformação de Nitrogênio em *wetlands* construídos.



Fonte: Cooper et al., 1996.

2.4.4.1 Volatilização do nitrogênio amoniacal

A volatilização do nitrogênio amoniacal é um processo físico-químico em que o amônio ($\text{NH}_3 - \text{N}$) está em equilíbrio entre as formas gasosas e hidroxila, e relacionado com o pH no sistema. Esse processo ocorre de maneira reduzida em pH igual ou menores a 7,5 e em contrapartida, o pH igual ou superior a 9,3 as perdas por volatilização são relevantes em virtude da relação dos íons de amônio e amônia ser 1:1 (VYMAZAL, 2007).

Em WC de escoamento superficial esse processo é elevado em função da atividade fotossintética das algas e macrófitas submersas, frequentemente criam altos valores de pH no meio e assim, podem resultar em remoções de até $2,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (VYMAZAL, 2007). Nos WC de escoamento subsuperficial, esse mecanismo não é significativo, visto que, o íon amônia (NH_3) apresenta-se em apenas 0,6 % do total de amônia contido no meio (KADLEC; WALLACE, 2009).

Em conformidade com IWA (2000), a taxa de volatilização depende da concentração de amônia na água, temperatura, velocidade do vento, radiação solar, a natureza e número de macrófitas e a capacidade do sistema de trocar o pH em ciclos diurnos, a ausência de CO_2 maximiza a volatilização.

2.4.4.2 Amonificação

A amonificação consiste na conversão do nitrogênio orgânico em amônia por meio da atividade extracelular de enzimas excretadas por microrganismos (VYMAZAL, 2007). Uma grande fração do nitrogênio orgânico, podendo chegar até 100 %, é imediatamente convertida em amônia (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Esse processo é essencialmente um catabolismo de aminoácidos e inclui vários tipos de reações de desaminação. Além disso, considera-se como o primeiro passo à conversão e/ou de nitrogênio em nitrato, entretanto raramente é um item limitante para a remoção subsequente de nitrogênio total (VYMAZAL, 2007).

Os processos de amonificação são mais rápidos que a cinética de nitrificação, conseqüentemente, esse mecanismo nos WC ao longo do percurso do escoamento pode influenciar no aumento das concentrações do nitrogênio amoniacal (KADLEC; WALLACE, 2009).

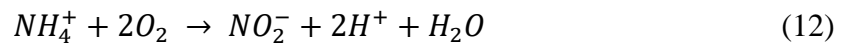
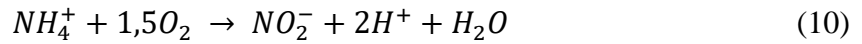
Nos sistemas de WC esse processo depende do pH, temperatura, nutrientes disponíveis no meio, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual e as condições do solo como a textura e estrutura (SEZERINO, 2006). A temperatura ótima para a amonificação é relatada como sendo de 40 a 60 °C, enquanto o valor de pH ótimo está entre 6,5 e 8,5 (VYMAZAL, 2007). Na literatura uma ampla gama de taxas de amonificação é relatada com valores variando entre 0,004 a 0,53 g N m⁻² d⁻¹ (REDDY; D'ANGELO, 1997; VYMAZAL, 2007).

2.4.4.3 Nitrificação

A nitrificação é um processo quimioautotrófico, estabelecida como a oxidação biológica do NH₄ – N a NO₃ – N, a qual gera um produto intermediário denominado nitrito NO₂ – N que ocorre sob condições aeróbias e, emprega como acceptor final de elétrons o oxigênio molecular. Essa técnica, decorre por meio de duas fases (nitrificação e nitratação), nas quais os microrganismos autotróficos, quimiolitotróficos e aeróbios obrigatórios desfrutam do uso de carbono inorgânico (CO₂) para síntese de novas células (PELLISSARI, 2017).

Conforme descrito pela autora, os principais grupos de bactéria atuantes nesses processos classificam-se dentro das classes α , β , e γ -*Proteobactéria*. Nos quais as *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira* e *Nitrosolobus* são responsáveis pela nitrificação e, *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* pela nitratação.

De acordo com a mesma autora, as etapas da nitrificação são demonstradas nas equações em sequência, na qual a nitrificação é descrita na Equação 10 e a nitratação na Equação 11. A expressão estequiométrica global da nitrificação é obtida por meio da soma das Equações 10 e 11, resultando na Equação 12.



Diversos fatores podem influenciar no processo de nitrificação, dos quais destaca-se o pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio dissolvido (SEZERINO, 2006). De acordo com Pelissari (2017), essas condições do meio interferem diretamente nas dinâmicas das bactérias oxidantes de amônia (do inglês *ammonia-oxidizing bacteria* – AOB) e das bactérias oxidantes de nitrito (do inglês *nitrite-oxidizing bacteria* – NOB).

Segundo Pelissari (2017), ao longo de um século as AOB foram destacadas como os principais agentes da nitrificação. Entretanto, após diversos estudos foi compreendido que a oxidação da amônia, pode ser realizada também por arqueas autotróficas. Conforme Spang et al. (2010) apud Pelissari (2017), as arqueas oxidantes de amônia (do inglês *ammonia-oxidizing archaea* - AOA) podem exercer um papel significativo na nitrificação. O crescimento das AOA e AOB pode ser diferenciado conforme a afinidade por amônia (VERHAMME et al., 2011, apud PELISSARI, 2017) e a interação das AOA, AOB e NOB nos nichos ecológicos não é totalmente conhecida.

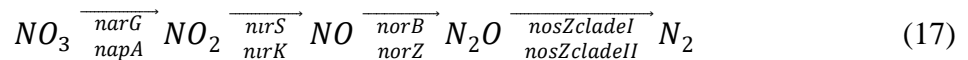
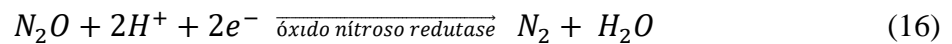
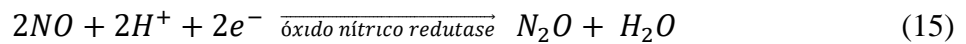
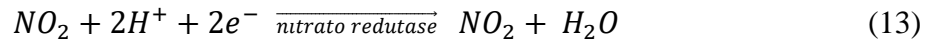
O emprego de ferramentas da biologia molecular vem ganhando destaque nos últimos anos. Exemplo disso é a identificação dos microrganismos pela técnica de *Fluorescence in situ Hybridization* – FISH. A partir dessa, pode-se observar diferentes espécies de bactérias nitrificantes com papel importante na nitrificação em sistemas de tratamento de efluentes (BENTO et al., 2005).

2.4.4.4 Desnitrificação

A desnitrificação é um processo quimioheterotrófico, na qual ocorre a redução de nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e pôr fim a nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas. Esse processo é desempenhado por microrganismos como bactérias e arqueas, as quais são

aptas a usar o nitrato/nitrito como acceptor final de elétrons, em condições de anaerobiose, visto que não há oxigênio dissolvido (SEZERINO, 2006).

Os produtos formados são catalisados por meio de uma enzima redutase específica, sintetizada em condições anóxicas. Nesse processo as enzimas envolvidas são: *nitrato redutase* na reação de redução do nitrato a nitrito (Equação 13), *nitrito redutase* na reação de redução do nitrito a óxido nítrico (Equação 14), *óxido nítrico redutase* na reação de redução do óxido nítrico a óxido nitroso (Equação 15) e *óxido nitroso redutase* na reação de redução do óxido nitroso a nitrogênio gasoso (Equação 16). Na Equação 17 apresenta-se os genes expressos por cada enzima associada com o processo de desnitrificação (PELISSARI, 2017).



De acordo com autora, a maior parte das bactérias desnitrificantes incluem-se nas subclasses γ , α , e β *Proteobacteria*, das quais a maioria são aeróbias facultativas heterotróficas, isto é, carecem de uma fonte de carbono orgânico. Os gêneros mais frequentes das bactérias gram-negativas são *Paracoccus*, *Alcaligenes*, *Comamonas*, *Hyphomicrobium*, *Pseudomonas*, *Acidovorax*, *Thauera* e *Brachymonas*, e os gêneros gram-positivos, em minoria, são *Bacillus* e *Jonesia*. A desnitrificação também pode ser efetuada por bactérias autotróficas, como a AOB *Nitrosomonas europaea*.

Segundo a mesma autora, as bactérias desnitrificantes são menos sensíveis às condições ambientais comparadas com as bactérias nitrificantes. Portanto, caso ocorra a nitrificação no sistema é possível que a desnitrificação também aconteça (VAN HAANDEL et al., 2009). Mas para o processo de desnitrificação transcorrer é necessário a presença de carbono biodegradável. Quando apresenta condições como pH 8 e a temperatura de 35 °C, há o favorecimento das velocidades específicas de crescimento dos microrganismos que atingem valores na ordem de 3 a 6 dias (PELISSARI, 2017).

2.4.4.5 Nitrificação e desnitrificação simultâneas

Empregada como uma das alternativas para potencializar o processo de remoção biológica de nitrogênio, a nitrificação e desnitrificação simultâneas do inglês *simultaneous nitrification and denitrification* (SND), ocorrem no mesmo reator, sem separação, ao mesmo tempo e com condições idênticas (ANTILEO et al., 2006; ANTILEO et al., 2007; GUO et al., 2005).

A nitrificação e desnitrificação simultânea acontece dentro do biofilme por meio da biomassa conforme o gradiente de oxigênio. As bactérias nitrificantes estão ativas nas áreas que apresentam maior concentração de oxigênio, ao passo que as bactérias desnitrificantes são encontradas em áreas nas quais a concentração de oxigênio é limitante ou quase nulas. Ao considerar uma distribuição desigual de oxigênio na biomassa, a proliferação simultânea dessas bactérias é promovida de forma significativa dentro do sistema de tratamento. Contudo, ainda não estão esclarecidas as condições nas quais esse processo é mais eficiente (CHIU et al., 2007).

A fim de promover a nitrificação e desnitrificação simultânea completa, a taxa de oxidação de amônio necessita ser semelhante à taxa de desnitrificação, e haver um tempo de detenção prolongado. Em geral, a nitrificação autotrófica é mais lenta comparada a desnitrificação, assim sendo, necessita-se um substrato orgânico lentamente degradável, o qual pode ser encontrado no efluente a ser tratado, a título de exemplo tem-se o poli- β -hidroxibutirato (COX, 2009).

Nos WC, a nitrificação e desnitrificação simultâneas estão sendo aplicadas e acompanhadas em WCV integrados, que consiste em um leito de WCVD seguido de um WCVA em série. Alguns estudos mostram essa alternativa de forma eficiente, nos quais demonstram a presença dos genes expressos no processo da nitrificação e desnitrificação (HU et al., 2016; FU et al., 2016).

2.4.4.6 Nitrificação – desnitrificação parcial

A nitrificação e desnitrificação parcial é um processo no qual sucede-se a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito (Equação 8) e, em sequência, o processo de desnitrificação por meio do nitrito formado (Equação 12). No entanto, ocorre uma inibição da produção do nitrato nesse processo, pois há uma limitação de oxigênio (JIANLONG; NING, 2004).

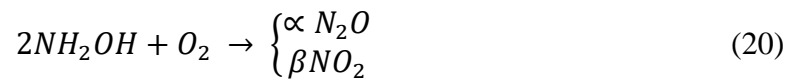
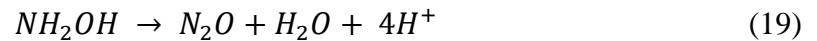
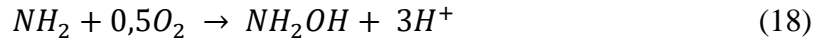
Essa alternativa apresenta algumas vantagens em relação a nitrificação e desnitrificação convencional. *A priori*, a demanda de oxigênio é aproximadamente 25 % inferior quando comparada a nitrificação via nitrato e, a desnitrificação via nitrito em geral é de 1,5 a 2 vezes mais rápida que a desnitrificação via nitrato (JIANLONG; NING, 2004). Nas ecotecnologia WC, os casos de nitrificação e desnitrificação parcial apresentados pela literatura estão relacionados ao emprego dos WCH (ZHANG et al., 2011; 2010).

2.4.4.7 Nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia

Segundo Richardson (2000) a nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia vinculados em um só sistemas é uma questão bastante promissora para o tratamento biológico de efluentes. A primeira bactéria isolada com a capacidade de efetuar a nitrificação heterotrófica e a desnitrificação em condições aeróbias foi a *Thiosphaera pantotropha*, em sequência outras bactérias foram isoladas, como a *Pseudomonas stutzeri*, *Alcaligenes faecalis*, *Acinetobacter calcoaceticus*, *Camamonas*, *Thauera mechernichensis*, *Paracoccus versutus*, *Paracoccus denitrificans*, *Providencia rettgeri* YL, *Vibrio diabolicus* (DUAN et al., 2015; ZHANG et al., 2011; TAYLOR et al., 2009; JOO et al., 2005; BOTHE et al., 2000; MOIR et al., 1996).

As bactérias nitrificantes heterotróficas e desnitrificantes aeróbias dispões de um metabolismo mixotrófico, ou seja, capazes de produzir seu próprio alimento por meio da fotossíntese, as quais são abundantes em águas residuárias, lodos de esgoto e no solo (JOO et al., 2005; MOIR et al., 1996). Esse processo é fortemente influenciado pela relação C/N. Conforme Van Neil et al. (1993), no estudo da competição entre a *Thiosphaera pantotropha* e a *Nitrosomonas europae* com a relação C/N entre 1,9 e 10,4, mostrou que o crescimento da *Thiosphaera pantotropha* foi favorecida pela maior relação C/N.

De acordo com Moir et al. (1996), a estequiometria da nitrificação heterotrófica inicia-se pela oxidação do nitrogênio amoniacal a hidroxilamina. Na sequência estão as reações do processo à oxidação do nitrogênio amoniacal (Equação 18), oxidação da hidroxilamina em condições anóxicas (Equação 19) e oxidação da hidroxilamina em condições aeróbias (Equação 20). Em condições anóxicas, o óxido nitroso é o produto exclusivo dessa reação. Em contrapartida nas condições aeróbias, o nitrito e o óxido nitroso são os produtos finais, porém essa proporção ainda é desconhecida (WALLACE; AUSTIN, 2008).



Por meio da via clássica das bactérias desnitrificantes, a desnitrificação acontece apenas se for mobilizada pela enzima *nitrato redutase* (*nar*), em condições anóxica, caso haja oxigênio no sistema a ação da mesma será inibida. Na desnitrificação aeróbia, as bactérias apresentam ótima flexibilidade respiratória, visto que detêm genes que codificam três enzimas oxidases diferentes bioquimicamente, como também empregam oxigênio, nitrato e nitrito simultaneamente (RICHARDSON, 2000).

O microrganismo responsável pela via metabólica da desnitrificação aeróbia, além de ser nitrificante heterotrófico é o *Paracoccus denitrificans*, a qual sobrevive e prolifera-se em regiões oxidativas, micro-oxidativas e anóxicas, com adaptação rápida às variações do ambiente (RICHARDSON, 2000; ROBERTSON; KUENEN 1988). Essa bactéria consegue empregar nitrito, nitrato, oxigênio e óxido nitroso, ao mesmo tempo como aceptor de elétrons (BAUMANN et al., 1996; STOUTHAMER 1991).

2.4.4.8 Fatores que influenciam na remoção de N em WC

A remoção de nitrogênio em WC, conforme IWA (2000), pode ser prejudicada por alguns fatores ambientais, como: temperatura, pH, alcalinidade, fonte de carbono inorgânico, população microbiana, oxigênio dissolvido, entre outros. Isto afeta a transformação do nitrogênio durante o tratamento de esgoto nos WC, como a remoção microbiana, fixação de nitrogênio e absorção pelas macrófitas. Acredita-se que esta transformação ocorre principalmente pela combinação de dois processos, nitrificação e desnitrificação (ZHANG et al., 2011). A contribuição de cada via é afetada pelo tipo de tratamento de *wetland*, taxa de carga aplicada, tempo de residência hidráulica, temperatura, tipo de vegetação e as propriedades do meio (KUSCHK et al., 2003; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2007).

Em síntese, são apresentados no Quadro 7 os fatores baseados nas referências de Sharma e Ahlert (1977), Barnes e Bliss (1986), Parker e Richards (1986), Parker (1999), Figueroa e Silverstein (1992), EPA (1993), Aesoy et al. (1998), Satoh et al. (2000), WEF (2000), Rittmann e McCarty (2001), Metcalf e Eddy (2003), Biesterfeld et al. (2003), Gray

(2004), Chuang et al. (2007), Almeida (2007), Meng et al. (2014), Zielinska et al. (2012), Matsumoto et al. (2007), Bernat et al. (2001) e Saeed e Sun (2012).

Quadro 7 – Fatores ambientais que influenciam na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos.

Fatores Intervenientes	Implicações recorrentes
<p>Concentração de OD</p> <hr/> <p>Requisitos de O₂ (fase gasosa) para nitrificação: 1,8 mg O₂ L⁻¹; para ocorrência de acúmulo de nitrito: 0,5 mg O₂ L⁻¹. *não computados os requisitos de O₂ para biomassa heterotrófica.</p>	<p>Microrganismos nitrificantes são estritamente aeróbicos e possuem elevada afinidade por oxigênio. Caso o oxigênio não seja suficiente para atender aos requisitos da biomassa heterotrófica e nitrificante a taxa de remoção de amônia decresce em função da competição por oxigênio, predominantemente capturado pela biomassa heterotrófica nas porções externas do biofilme. A baixa disponibilidade de OD exerce maior efeito inibitório sobre oxidadoras de nitrito do que em oxidadoras de amônia, podendo resultar em acúmulo de nitrito no sistema.</p>
<p>Temperatura</p> <hr/> <p>Temperatura ótima para nitrificação: 28 - 36 °C (cultura pura). Taxas de crescimento específico variam em função da temperatura. A avaliação dos efeitos da temperatura no tratamento de efluentes apresenta complexidade em virtude de outros fatores intervenientes.</p>	<p>O metabolismo microbiano e a taxa de remoção de amônia podem diminuir em ambientes com temperaturas abaixo de 10 °C. Os efeitos da temperatura podem variar em função da taxa de remoção de amônia. Aqueles com elevadas taxas de nitrificação são mais afetados pela temperatura do que os com taxa de nitrificação tendendo a ser menor. Fatores como disponibilidade de oxigênio, predadores, cargas orgânicas podem obscurecer a avaliação do efeito da temperatura em sistemas de tratamento de esgotos.</p>

Fonte: Adaptado de Almeida, 2007; Meng et al., 2014.

Quadro 7 – Fatores ambientais que influenciam na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos (continuação).

Fatores Intervinentes	Implicações recorrentes
<p>Concentrações de matéria orgânica solúvel e particulada</p> <hr/> <p>DBO solúvel acima de 20 mg L⁻¹: FBPs apresentam maior dificuldade em produzir nitrato.</p> <p>DBO solúvel abaixo de 12 mg L⁻¹: favorável para ocorrência de nitrificação em FBPs.</p>	<p>Para elevadas concentrações de matéria orgânica a nitrificação diminui, pois, a biomassa heterotrófica compete com sucesso por oxigênio e espaço, expulsando microrganismos nitrificantes do biofilme.</p> <p>Matéria orgânica solúvel: intensifica o crescimento de microrganismos heterotróficos elevando espessura do biofilme, o que dificulta a transferência de substrato (N-amoniaco) e oxigênio para porções internas do biofilme.</p> <p>Matéria orgânica particulada: uma vez depositada na superfície do biofilme pode dificultar a transferência de oxigênio e de substratos solúveis. Posteriormente, a hidrólise do material possibilita a sua absorção favorecendo o incremento da biomassa heterotrófica.</p>
<p>Relação DBO:NTK</p> <hr/> <p>DBO:NTK = 25: pouca disponibilidade de formas reduzidas de nitrogênio para nitrificação.</p> <p>DBO:NTK = 5 – 10: pode ser favorável ao processo de nitrificação, a depender das condições operacionais impostas.</p>	<p>Maiores relações DBO:NTK favorecem a predominância da biomassa heterotrófica no biofilme em virtude da maior taxa de crescimento específico e fluxo de síntese observado para esses microrganismos.</p> <p>Adicionalmente, a síntese da biomassa heterotrófica diminui a concentração de formas reduzidas de nitrogênio como a amônia. O incremento da predominância de microrganismos heterotróficos dificulta a transferência de substrato (NH₄ – N e O₂) não condescendo a coexistência de microrganismos nitrificantes e heterotróficos no biofilme para elevadas relações DBO:NTK.</p>

Fonte: Adaptado de Almeida, 2007; Meng et al., 2014.

Quadro 7 – Fatores ambientais que influenciam na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos (continuação).

Fatores Intervenientes	Implicações recorrentes
<p>pH e alcalinidade</p> <p>pH ótimo para nitrificação: em biofilmes: 7,5 – 8,5. Alcalinidade residual mínima para nitrificação em sistemas com biofilmes: > 45 mg/L (observado) 50 mg L⁻¹ (recomendado).</p>	<p>pH: a taxa de nitrificação declina substancialmente para valores abaixo de 6,8. Adicionalmente, baixos valores de pH podem ocasionar a formação de HNO₂ (inibidor da etapa de nitrificação) e aumento da concentração de íons de hidrogênio H⁺ (tóxico para nitrificantes). Alcalinidade: escassez de alcalinidade carbonato no sistema impede a síntese de microrganismos nitrificantes por déficit de carbono inorgânico. Adicionalmente, a manutenção do pH em faixas adequadas para ocorrência de nitrificação pode ser comprometida.</p>
<p>Compostos orgânicos e inorgânicos</p> <p>Sulfetos: 0,5 mg L⁻¹ Metais pesados: variável N-amoniaco: 20 mg L⁻¹</p>	<p>Nitrificantes são sensíveis a vários compostos orgânicos e inorgânicos. Na presença de tais compostos as taxas de nitrificação tendem a diminuir.</p> <p>Concentrações de N-amoniaco acima de 20 mg L⁻¹ pode iniciar a inibição de microrganismos oxidadores de nitrito. Os metais pesados não são removidos durante o tratamento, mas sim acumulados nas macrófitas ou no material filtrante.</p>
<p>Material Filtrante</p>	<p>Grãos grossos: na camada superior favorece a decomposição e a mineralização. No entanto, evita-se a implantação de material filtrante com grânulos maiores porque a área de superfície da camada superior grosseira torna-se inadequada para o crescimento de biofilmes. Grãos pequenos: podem fornecer uma área superficial específica mais alta para o estabelecimento de biofilme, enquanto os diâmetros de poro mais estreitos podem resultar em uma ponte de acúmulos superficiais e oclusão de poros. Substratos porosos podem fornecer uma área de superfície maior para o desenvolvimento de biofilmes e aumentar a área de contato com poluentes em águas residuais.</p>

Fonte: Adaptado de Almeida, 2007; Meng et al., 2014.

Quadro 7 – Fatores ambientais que influenciam na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos (continuação).

Fatores Intervinentes	Implicações recorrentes
Relação C/N	<p>A relação DQO:N tem influência sobre a população de microrganismos, uma vez que um aumento nesse parâmetro resulta numa diminuição na eficiência da nitrificação e melhoria da eficiência da desnitrificação.</p> <p>A relação C:N entre 3,0 a 5,25 proporciona eficiência de remoção simultânea de C e N, 80 e 70 %, respectivamente. Sendo que a eficiência máxima de remoção de nitrogênio com a relação C:N 3,75 foi 78,9 %.</p>
Taxa hidráulica aplicada	<p>A maior taxa hidráulica aplicada promove a passagem mais rápida de águas residuárias por meio do maciço filtrante, reduzindo assim o tempo de contato e o desempenho de remoção de nitrogênio e compostos orgânicos.</p> <p>Nos sistemas que as macrófitas estão maduras há desempenhos maiores de remoção de nitrogênio nos momentos de acréscimo na taxa hidráulica aplicada. Isto ocorre, em virtude de as plantas melhorarem o suprimento de aeração dentro dos sistemas e fornecerem um amortecimento nos instantes de aumento da taxa hidráulica aplicada.</p> <p>Os decréscimos no desempenho de remoção de nitrogênio são atribuídos à falta de nitrificação que limita a redução da quantidade de nitrogênio total.</p>

Fonte: Adaptado de Almeida, 2007; Meng et al., 2014.

2.4.5 Fósforo

O fósforo, conhecido como um dos elementos essenciais para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, proporciona o crescimento de algas em um sistema de tratamento. O excesso das mesmas pode levar a

eutrofização de corpos hídricos. Em virtude disso, justifica-se a importância de conhecer a quantidade dessa substância presente no esgoto (VON SPERLING, 1996).

Nos WC, ele apresenta-se na forma orgânica e inorgânica, sendo o ortofosfato sua principal forma, em virtude de ser mais simples e estar facilmente disponível para o metabolismo biológico. A retenção do fósforo nessa ecotecnologia pode acontecer das seguintes formas, filtração por sedimentação, adsorção ao biofilme e assimilação pelas plantas (KADLEC; KNIGHT, 1996).

O fósforo assimilado pela macrófita no tecido vegetal retorna ao efluente, quando ela entra em decomposição no sistema. Por isso, a poda essencial na retirada desse elemento, em especial nas regiões tropicais e subtropicais, pois as taxas de crescimento e morte são elevadas e desuniformes. A concentração de fósforo, contido nos tecidos da macrófita, varia de 0,1 a 0,4 % em peso seco (KADLEC; KNIGHT, 1996), na remoção provinda pela assimilação seguida de poda, os valores variam de 30 a 150 Kg m⁻² ano⁻¹ (BRIX, 1997). A remoção de fósforo pela adsorção ao biofilme limita-se às necessidades das plantas, não excedendo 50- 70 % do fósforo presente no afluente (REED et al., 1995). Os organismos responsáveis pela utilização do fósforo em seu metabolismo são as bactérias *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Moraxella*.

A adsorção de fósforo no WC está relacionada às propriedades químicas e físicas do maciço filtrante. Nos momentos da escolha do material filtrante, normalmente, prioriza-se pela condutividade hidráulica, em virtude disso, emprega-se nos sistemas mais comumente materiais com boa condutividade hidráulica e baixo potencial de adsorção, por exemplo o cascalho, areia lavada ou brita (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Nos países em que os limites de concentração de fósforo para descarga de efluente em corpos hídricos são valores muito baixos, empregam-se maciços filtrantes com alta capacidade de adsorção. As capacidades de adsorção do fósforo de alguns materiais são apresentadas na Tabela 3. Sendo a quantidade de Ca contidos nestes materiais o principal parâmetro para avaliar a capacidade de adsorção do fósforo (ZHU et al., 1997).

Tabela 3 – Capacidade de adsorção do fósforo em diferentes tipos de materiais filtrantes.

Material	Capacidade de adsorção (mg P kg⁻¹)	Material	Capacidade de adsorção (mg P kg⁻¹)
Cascalhos	8 – 48	Concha de ostra	834
Cascalhos rico em Ca, Mg, Fe e Al.	1200 – 1700	Colomita	1443 – 2500
Areia comum	14 – 290	Apatita	4760
Areia rica em Fe	600 – 1230	Calcita	400 – 8750
Areia de concha	335 – 17000	Minério de Ferro	14000
Arenito	167	ABP ^a	37 – 12000
Bauxita	610		

^aABP = Agregados de Baixo Peso (materiais manufaturados).

Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelova, 2008.

Conforme Galetti (1989), o fósforo está presente em todos os órgãos das macrófitas, o qual apresenta importância fundamental no processo de reprodução, multiplicação e crescimento das mesmas. Para o autor, a remoção de fósforo ocorre por meio das macrófitas, imobilização microbiana, retenção pelo subsolo e precipitação na coluna de água. Para Akratos e Tshirintzis (2007), a remoção de fósforo acontece essencialmente por absorção das macrófitas e mediante precipitação e adsorção pelo material filtrante. O fósforo tende a se acumular no sistema em virtude de não ocorrer a sua perda nas zonas radiculares por processos metabólicos, além de não gerar substâncias na forma gasosa, como ocorre com o nitrogênio e o carbono. Conforme Valentim (2003), a vegetação empregada no WC não é um fator significativo na remoção do fósforo. Segundo Soares (2012), nas macrófitas o consumo de fósforo está limitado ao seu período de crescimento, principalmente na época de floração.

2.4.6 Microrganismos patogênicos

As características biológicas dos efluentes, com relação aos organismos patogênicos e a concentração dos mesmos, varia em função de diversos fatores, como a contribuição per capita dos poluentes, o consumo per capita de água, os despejos industriais e outros. Alguns dos principais microrganismos que possuem potencial de geração de doenças são apontados na Tabela 4, dos quais, evidencia-se os protozoários cistos e ovos de helmintos, por apresentarem resistência ao tratamento, além disso, alta permanência ao ambiente e baixa dose infectiva, podendo ocasionar uma infecção com apenas um ovo ou cisto viável (VON SPERLING, 2014).

O controle da contaminação fecal, conforme o mesmo autor, decorre por meio dos indicadores, sendo os principais citados em sequência: coliformes totais, coliformes termotolerantes (CT) e estreptococos fecais (EF). Dentre os CT, o mais empregado é a bactéria *Escherichia coli*.

Tabela 4 – Concentração de organismos patogênicos presentes em esgotos domésticos.

Tipo	Organismo	Contribuição per capita (org hab ⁻¹ d ⁻¹)	Concentração (org 100 mL ⁻¹)
Bactérias	Coliformes totais	10 ⁹ – 10 ¹³	10 ⁶ – 10 ¹⁰
	Coliformes fecais (termotolerantes)	10 ⁹ – 10 ¹²	10 ⁶ – 10 ⁹
	<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶ – 10 ⁸	10 ³ – 10 ⁵
	<i>Clostridium perfringens</i>	10 ⁷ – 10 ⁸	10 ⁴ – 10 ⁵
	Enterococos	10 ⁷ – 10 ¹⁰	10 ⁴ – 10 ⁷
	Entreptococos fecais	10 ⁶ – 10 ⁹	10 ³ – 10 ⁶
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10 ⁶ – 10 ⁹	10 ³ – 10 ⁶
	<i>Shigella</i>	10 ³ – 10 ⁶	10 ⁰ – 10 ³
	<i>Salmonella</i>	10 ⁵ – 10 ⁷	10 ² – 10 ⁴
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	10 ⁴ – 10 ⁶	10 ¹ – 10 ³
Protozoários	<i>Entamoeba histolytica</i>	10 ⁴ – 10 ⁸	10 ¹ – 10 ⁵
	<i>Giardia lamblia</i>	10 ⁴ – 10 ⁷	10 ¹ – 10 ⁴
Helmintos	Helmintos (ovos)	10 ³ – 10 ⁶	10 ⁰ – 10 ³
	<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 ¹ – 10 ⁶	10 ⁻² – 10 ³
Vírus	Vírus entéricos	10 ⁵ – 10 ⁷	10 ² – 10 ⁴
	Colifagos	10 ⁶ – 10 ⁷	10 ³ – 10 ⁴

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2014.

Nos efluentes domésticos a concentração de organismos patogênicos varia de acordo com a renda média e os hábitos dos habitantes. São frequentemente achados cistos de

Entamoebahistolytica e de *Giardia lamblia*, como também, ovos de *Ascaris lumbricóides*, *Ancilostoma duodenale* e *Trichiristrichiura* (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Por meio de uma combinação de fatores a remoção dos patogênicos em WC acontece mediante alguns processos, sendo eles: físicos – filtração, sedimentação, adsorção e aprisionamento; químicos – oxidação, absorção pela matéria orgânica e exposição às substâncias alopáticas, as quais são excretadas por algumas espécies vegetais; e biológicas – ataque de bactérias e vírus, predação por protozoários, nematoides e zooplanctons, e a morte natural (KADLEC; KNIGHT, 1996).

No tratamento de efluentes em WC, um dos fatores mais relevantes na remoção dos patogênicos e bactérias entéricas é a predação por protozoários, em especial os ciliados (PUIGAGUT et al., 2012). Devido à natureza heterogênea dos sistemas de WC e ao padrão descontínuo do fluxo do efluente através do leito filtrante, torna-se difícil a atividade dos ciliados na remoção de bactérias em sistemas biológicos aeróbios (DECAMP; WARREN, 1998).

Em relação a redução de patógenos, a eficiência do uso de macrófitas em WC tem sido verificada (PERKINS; HUNTER, 2000). Visto que estas estão relacionadas com a redução da quantidade de bactérias patogênicas, promovida pela excreção de metabólitos inibidores e instigação de microrganismos predadores na região da rizosfera (KOUKI et al., 2009).

Os valores de concentração desses parâmetros *a priori* e *a posteriori* do tratamento de efluentes em sistemas municipais são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Remoção de patógenos em sistemas municipais.

Parâmetro	Log ₁₀ NMP 100 mL ⁻¹			
	Nº de dados analisados	Entrada	Saída	Remoção
Coliformes termotolerantes 141 (95 sistemas)		8,22	5,17	3,05
Coliformes totais 75 (52 sistemas)		9,18	8,25	0,93
<i>Streptococcus fecalis</i> 36 (26 sistemas)		5,88	4,46	1,42
<i>Escherichia coli</i> 48 (26 sistemas)		8,59	7,89	0,76

Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová, 2008.

Conforme Vymazal e Kröpfelová (2008), as remoções dos patógenos alternam de 1 a 3 \log_{10} NMP 100 mL⁻¹. Puigagut et al. (2007) expõe valores de 1,5 \log_{10} para remoção de coliformes fecais (CF).

2.4.7 Metais

Em diversas pesquisas realizadas com WC (GERSBERG et al., 1984; EGER, 1994; OKE; JUWARKAR, 1996; MUNGUR et al., 1997; SONG et al., 2001), apurou-se que metais como Zn, Cu, Ni, Cd, B, Pb, Co, Al e Mo podem ser removidos nos sistemas, por meio de distintos processos.

Conforme descrito por Paganini (1997), os metais pesados são retidos pelo maciço filtrante no período da infiltração e percolação quando há abundância de matéria orgânica e valor de pH maior que 7. Em condições ácidas de sistemas, os metais pesados não são retidos. A remoção de metais pelas macrófitas pode ser realizada por espécies como *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* e *Iris pseudacorus* (MUNGUR et al., 1997).

Ainda que os metais sejam essenciais ao crescimento de diversas macrófitas, altas concentrações desses elementos tornam-se tóxicos as plantas e microrganismos presentes no WC. A retenção dos metais acontece por meio da adsorção e pela troca iônica, porém, a remoção ocorre por meio da precipitação no sistema de forma significativa, principalmente na presença de sulfetos. Conforme estudos desenvolvidos na Austrália, a declividade dos sistemas, a taxa de aplicação superficial e o período influenciam a eficiência de remoção desses elementos (PAGANINI, 1997; VALENTIM, 2003).

2.4.8 Agrotóxicos

O uso de agrotóxicos de forma indiscriminada nas lavouras acarreta em grandes problemas ambientais e a saúde humana. Atualmente o Brasil é o maior consumidor mundial de agrotóxicos (IBGE, 2012). Em virtude disso, vê-se a necessidade de estudos ecotoxicológicos que avaliam o grau de contaminação ambiental de regiões por agrotóxicos e a aplicação da tecnologia de *wetlands* para tratamento de efluente contaminados. Alguns pesquisadores abordaram a remoção de agrotóxicos nos seus estudos, sendo eles: Alho e Vieira, 1997; Alho, 2005; Rose et al., 2006; Araña et al., 2008; Lin et al., 2008; Locke et al., 2011; Maillard et al., 2011; Budd et al., 2011; Krone-davis et al., 2013; e Lv et al., 2016.

2.4.9 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) são compostos mutagênicos e carcinogênicos aos humanos e animais, os quais são introduzidos no ambiente em grandes quantidades, em virtude das atividades relacionadas à extração, transporte, refino, transformação e utilização do petróleo e de seus derivados. A maioria dos microrganismos não possui a capacidade de degradar os HAPs, o que resulta na sua acumulação no ambiente e na conseqüente contaminação dos ecossistemas. Conforme a *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC), em função de sua importância industrial, ambiental e toxicológica, há 16 HAPs no meio ambiente, sendo: acenaftaleno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)pireno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3- c,d)pireno, naftaleno e pireno (POTIN et al., 2004).

Em WC, a remoção de HAPs vem sendo abordada pela problemática que esses compostos apresentam ao meio ambiente. Zheng et al. (2002), estudaram a presença de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos em um mangue denominado Maipo na China, encontrando concentrações na faixa de 685,00 a 4680,00 $\mu\text{g Kg}^{-1}$.

2.4.10 Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais

A comunidade científica apresenta desde o fim da década de 1970, interesse no monitoramento dos micro contaminantes no meio ambiente (HIGNITE; AZARNOFF, 1977; AHERNE; ENGLISH; MARKS, 1985), principalmente conhecendo os seus efeitos, tais como: genotoxicidade, toxicidade aquática, seleção de bactérias patogênicas resistentes, perturbação endócrina em animais selvagens, entre outros (HALLING-SØRENSEN et al., 1998; KIM; AGA, 2007; KÜMMERER, 2010).

Nesse grupo de contaminantes estão incluídas substâncias empregadas em produtos de limpeza e higiene pessoal, além dos fármacos de diversas classes (analgésicos; antibióticos; hormônios sintéticos; anti-inflamatórios; e reguladores lipídicos), como também, compostos utilizados na produção de resinas e plásticos, hormônios naturais e entre outros. Devida a ocorrência de tais compostos no meio ambiente em concentrações da ordem de microgramas por litro ($\mu\text{g L}^{-1}$) ou inferiores, também se aplicam os termos micro contaminantes ou micro poluentes (AQUILLO et al., 2013).

Os produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs) podem atingir as redes de coleta de esgoto por meio do lançamento de águas cinzas (provindas dos chuveiros, lavatórios e lavanderias), águas negras (excretas de indivíduos, nas quais pode haver medicamentos de uso oral e hormônios naturais) e descarte de medicamentos não utilizados ou com prazos de validade expirados nas instalações sanitárias (USEPA, 2009).

As estações de tratamento de esgoto (ETE) em geral aplicam processos biológicos como principal tecnologia e, em poucos casos, empregam técnicas complementares de tratamento. Essas são projetadas para reduzir a carga de poluentes orgânicos, nutrientes e microrganismos patogênicos, não necessariamente a remoção de PPCPs presentes no efluente. Assim, qualquer remoção desses compostos que possa ocorrer é fortuita e inerente ao processo de tratamento (USEPA, 2009).

Em WC, o estudo da remoção de PPCPs vêm ganhando destaque. Matamoros et al. (2008), observaram a atividade de um WCFSS em escala piloto empregando as macrófitas *Typha* e *Phragmites* no tratamento de efluentes de Lodos Ativados e como resultados da eficiência de remoção de micro poluentes tiveram 73 a 96 %. Matamoros et al. (2009), aplicaram cinco unidades de WCFSS para o tratamento de efluentes domésticos, em um equivalente populacional de 80 a 280 habitantes, e obtiveram eficiência de remoção média dos micro-poluentes nos sistemas iguais a 21 %.

2.5 DESTINAÇÃO FINAL DE EFLUENTES

A escolha do método de destinação final do efluente depende da qualidade que o mesmo apresenta *a posteriori* ao tratamento e a disponibilidade de alternativas. Inúmeras são as tecnologias de tratamento de efluentes que devem atender aos parâmetros de lançamento ao corpo receptor conforme descrito na ABNT NBR N° 13969, sendo exemplo o WC. Conforme a ABNT NBR N° 13969, a qualidade do efluente deve atender aos parâmetros de lançamento ao corpo receptor, os quais são fixados na legislação federal, estadual ou municipal, visando devolver ao meio ambiente um efluente que não altere a sua qualidade. Para tal condição, o tratamento adotado necessita ser eficiente a ponto de o efluente final atender os limites dos parâmetros impostos (ABNT, 1997).

2.5.1 Corpos hídricos

Considerando-se a recomendação da ABNT NBR N° 13969 quanto ao lançamento de efluentes em corpos hídricos: “Devem ser previstas proteções adequadas para o lançamento do efluente no corpo receptor, de modo a não causar erosão na margem ou para não causar obstrução no fluxo da água ou trânsito de pessoas. Estas proteções devem ser aprovadas por órgãos competentes [...]” (ABNT, 1997). Procura-se, realizar o tratamento dos efluentes visando atender os parâmetros de lançamento apresentados nas leis, decretos, resoluções e portarias.

Com relação aos limites dos parâmetros do efluente para seu lançamento direto em águas superficiais, tais como rios, lagoas e lagos, os mesmos são indicados no âmbito federal pela Resolução N° 430/2001 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (CONAMA, 2011), e estadual (Rio Grande do Sul) pela Resolução N° 355/2017 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA, 2017). Os quais estão apresentados nas Tabelas 6, 7 e 8.

Tabela 6 – Limites dos parâmetros de lançamento do efluente sanitário conforme a Resolução N° 430/2011 do CONAMA.

Parâmetro	Limites
pH	Entre 5 e 9
Temperatura	Inferior a 40 °C
Materiais sedimentáveis	Até 1 mL L ⁻¹ em teste de 1 hora em cone <i>Imhoff</i> , para lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar ausentes
DBO ₅	Máximo 120 mg L ⁻¹
Óleos e graxas	Até 100 mg L ⁻¹
Materiais flutuantes	Ausentes

Fonte: CONAMA, 2011.

Tabela 7 – Limites de DBO₅, DQO e SS do efluente sanitário para tratamento de acordo com a Resolução N° 355/2017 do CONSEMA.

Faixa de Vazão (m³ d⁻¹)	DBO₅ (mg L⁻¹)	DQO (mg L⁻¹)	SS (mg L⁻¹)
Q < 100	120	330	140
100 ≤ Q < 500	110	330	125
500 ≤ Q < 1000	80	300	100
1000 ≤ Q < 3000	70	260	80
3000 ≤ Q < 7000	60	200	70
7000 ≤ Q < 10000	50	180	60
1000 ≤ Q	40	150	50

Fonte: CONSEMA, 2017.

Tabela 8 – Limites de Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e Coliformes Termotolerantes do efluente sanitário para tratamento de acordo com a Resolução N° 355/2017 do CONSEMA.

Faixa de Vazão (m³ d⁻¹)	Fósforo Total		Coliformes Termotolerantes	
	mg L⁻¹	Eficiência	NMP 100mL⁻¹	Eficiência
Q < 100	4	75 %	10 ⁵	95 %
100 ≤ Q < 500	3	75 %	10 ⁴	95 %
500 ≤ Q < 1000	3	75 %	10 ⁴	95 %
1000 ≤ Q < 3000	2	75 %	10 ⁴	95 %
3000 ≤ Q < 7000	2	75 %	10 ⁴	95 %
7000 ≤ Q < 10000	2	75 %	10 ⁴	95 %
1000 ≤ Q	1	75 %	10 ³	99 %

Fonte: CONSEMA, 2017.

Na Resolução N° 355/2017 do CONSEMA (2017), há uma observação que o limite de lançamento do parâmetro nitrogênio amoniacal é de 20mg L⁻¹, independentemente da vazão. Na ABNT NBR N° 13969 (ABNT, 1997) também consta os limites quanto aos parâmetros (Tabela 9), além de condiciona-los à classe de lançamento do corpo hídrico, apresentadas em sequência: Classe A: na represa destinada ao abastecimento público, ou nos rios formadores

da represa até 10 km a montante dela, independente da distância do ponto de captação e do volume de reservação da represa; Classe B: nos corpos receptores com captação a jusante para abastecimento público; Classe C: nas águas litorâneas, praias e nos rios que desagüam nas praias frequentadas pelas pessoas para recreação; e nos demais corpos receptores.

Tabela 9 – Limites dos parâmetros do efluente sanitário segundo as classes de lançamento contidos na ABNT NBR N° 13969/1997.

Parâmetro	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D
Temperatura (°C)	< 40	< 40	< 40	< 40
pH	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	< 20	< 30	< 50	< 60
DQO (mg L ⁻¹)	< 50	< 75	< 125	< 150
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	> 2	> 2	> 2	> 2
SSed (mg L ⁻¹)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
SST (mg L ⁻¹)	< 20	< 20	< 50	< 60
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	< 5	< 5	< 5	< 5
Nitrato – N (mg L ⁻¹)	< 20	< 20	< 20	< 20
Fosfato	< 1	< 1	< 2	< 5
Coliformes fecais	< 1000	< 1000	< 500	< 1000
Óleos e graxas (mg L ⁻¹)	< 30	< 30	< 10	< 50

Nota: Potencial de hidrogeniônico (pH); demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e; demanda química de oxigênio (DQO); sólidos sedimentáveis (SSed) e; sólidos suspensos (SST).

Fonte: Adaptado de ABNT, 1997.

O cumprimento destes limites dos parâmetros faz-se essencial, pois, garantem que o corpo receptor manterá sua qualidade e não interferirá nas características da água de captação para abastecimento humano, caso esta atividade pertencer ao mesmo corpo hídrico.

Segundo Trein et al. (2015), a utilização da ecotecnologia de WCVD no tratamento de efluente pós-decantodigestor mostrou-se eficiente. Os sistemas 1 e 2 apresentaram eficiências médias globais de remoção em termos de concentração de 75 % e 93 % para DQO, de 88 % e 97 % para DBO e de 83 % e 94 % para SS, respectivamente. Sendo as concentrações de lançamento de DQO (179 mg DQO L⁻¹), DBO (48 mg DBO L⁻¹) e SS (22 mg SS L⁻¹). A partir dos resultados obtidos, recomenda-se a utilização dos WCFV como alternativa tecnológica de

tratamento de esgoto sob o contexto da descentralização, visto que nesse caso atendeu aos padrões das normas vigentes.

2.5.2 Infiltração no solo

Em relação aos métodos de infiltração do efluente sanitário final no solo a ABNT NBR N° 13969 (ABNT, 1997) apresenta especificações referente a três deles:

a) Vala de infiltração: constitui da percolação do efluente no solo, no qual promove-se a retenção de sólidos e a oxidação. Deve ser instalada em grandes áreas, com reduzida possibilidade de contaminação do lençol freático, sendo que o solo não pode ser saturado, mantendo-se uma distância mínima de 1,5 m entre o fundo da vala e o nível máximo do lençol freático. Sua operação deve acontecer em condições aeróbias. O desempenho desse método depende das características do solo e do seu grau de saturação.

b) Canteiro de infiltração e de evapotranspiração: disposição final do efluente por meio da evapotranspiração (folhas dos vegetais) e infiltração no solo. A sua instalação deve ocorrer em locais abertos, ventilados e ensolarados, e o nível do freático deve ser raso. Nesse sistema deve-se acontecer até quatro aplicações de esgoto por dia.

c) Sumidouro: destinado a depuração e disposição final do efluente de tanque séptico verticalizado com relação à vala de infiltração. Indicado apenas para regiões com lençol freático profundo (maior que 1,5 m).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo buscou realizar uma revisão sistemática com análise estratificada de artigos em revistas científicas, de alto fator de impacto, para descrever o desenvolvimento e os avanços da aplicação dos *wetlands*, além do desempenho de tratamento dessa ecotecnologia ao longo de 30 anos no período de 1980 a 2018.

3.1 REVISÃO SISTEMÁTICA

A revisão sistemática é um método científico em prol da busca e análise de artigos de uma determinada área da ciência. Por meio dela, pode-se definir a linha limítrofe da pesquisa que se deseja desenvolver definindo tópicos. A mesma possui caráter exploratório, visto que consente maior contato com dificuldades nas pesquisas, e aprimora ideias ou descobertas (DANE, 1990; GIL, 2007).

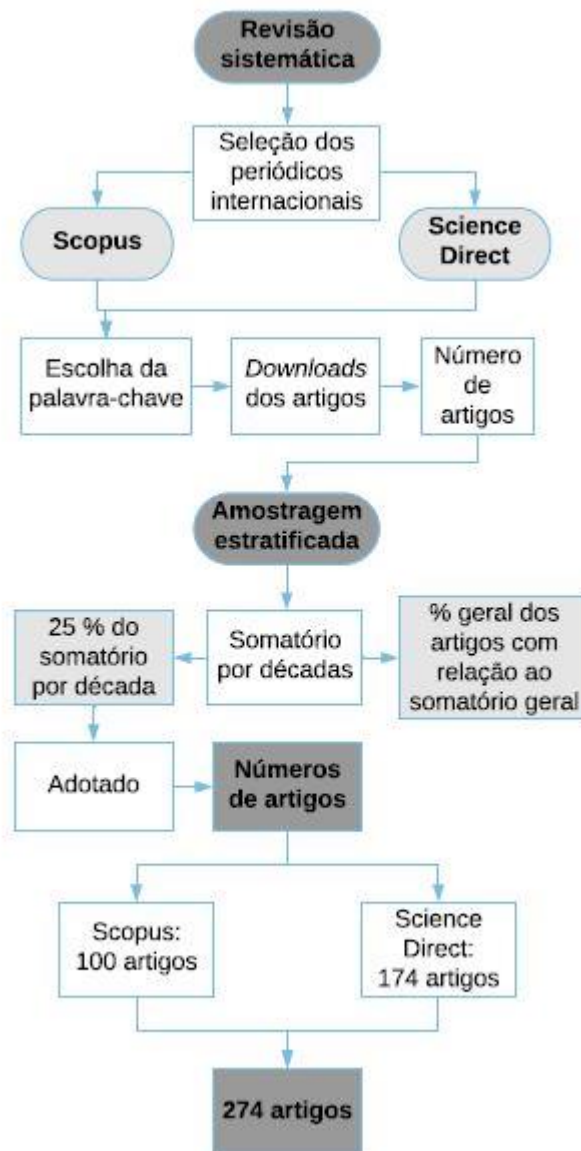
3.1.1 Etapas da revisão sistemática

A metodologia aplicada consistiu em realizar uma revisão sistemática com análise estratificada de artigos em revistas científicas, de alto fator de impacto ($> 1,0$) (Figura 15). Para tanto, utilizou-se de duas plataformas internacionais, sendo estas: *Scopus* e *Science Direct*, em virtude de após uma análise de diversas plataformas, estas duas se destacaram por conterem maior número de artigos que abordam a temática de *wetlands*.

Assim, inicialmente, determinou-se a palavra-chave “*wetlands*” para seletar os artigos e realizou-se os *downloads* de 391 e 694 artigos, referente aos periódicos *Scopus* e *Science Direct*, respectivamente. Logo, transcorreu-se a amostragem estratificada por meio do somatório de artigos por décadas e fez-se a percentagem geral com relação ao somatório geral. À determinação do número de artigos analisados de cada periódico, efetuou-se a aplicação de 25 % com relação ao somatório por década, resultando em 100 (*Scopus*) e 174 (*Science Direct*), totalizando em 274 artigos científicos analisados.

Posteriormente, foram definidos os tópicos da revisão sistemática, em sequência: referência; base de dados; país; arranjo tecnológico; modalidade de WC; material filtrante; macrófita; regime hidráulico; volume; efluente tratado; carga orgânica aplicada (em termos de DQO e DBO); vazão; taxa hidráulica; carga de nitrogênio total; relação C/N afluente; remoções de poluentes; objetivo geral da pesquisa; e técnica analítica empregada (TAE).

Figura 15 – Fluxograma das etapas da revisão sistemática com análise estratificada de artigos em revistas científicas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Conforme descrito por Sezerino et al. (2015), entre os principais critérios de dimensionamento para os WC estão a área *per capita*, o carregamento orgânico e inorgânico superficial e a taxa hidráulica. Os autores destacam também a importância dos diferentes elementos que compõem os WC, sendo: a área superficial empregada, o material filtrante, as macrófitas utilizadas e o tempo de retenção hidráulico. A relevância do tipo de modalidade de WC e o arranjo tecnológico do sistema empregado para o tratamento de um efluente é destacado no trabalho de Lane e Autrey (2017).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O tópico em questão abordará os diferentes elementos atuantes no processo de tratamento da ecotecnologia de *wetland*, como os critérios de dimensionamento e operação (carga orgânica, regime de alimentação, taxa hidráulica, e outros), a modalidade de *wetland*, a composição do maciço filtrante e as macrófitas utilizadas, apresentam características particulares sujeito à localização do projeto e/ou sua aplicação. A variabilidade significativa nos dados dos parâmetros citados anteriormente dificulta uma análise comparativa e uma tendência de padronização. Em virtude disso, no Brasil não há normas regulamentadoras de construção, operação e manutenção para essa tecnologia. Dessa forma, o presente trabalho reúne a compilação de 274 artigos científicos de revistas indexadas, a fim de mapear e discutir os avanços desse modelo de tratamento.

4.1 DESENVOLVIMENTO DA APLICAÇÃO DOS *WETLANDS* AO LONGO DE 30 ANOS (1980 a 2018)

As pesquisas consultadas para essa revisão sistemática apresentam uma visão que parte do princípio de compreender os agentes atuantes na ecotecnologia de *wetlands*, a fim de, apresentar soluções que possam melhorar o tratamento dos efluentes aplicados.

Ao longo dos 30 anos de publicações científicas referente a essa tecnologia de tratamento, houve nos cinco continentes, pesquisas as quais foram publicadas em revistas de alto fator de impacto ($> 1,0$). Nesse estudo, compilou-se as informações de 274 artigos, dos quais correspondem a cinco continentes, sendo estes: África; América; Ásia; Europa; e Oceania. As características de continente e país que se realizou a pesquisa, e a modalidade de *wetlands* utilizados nos estudos analisados são expostas no Quadro 8.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos.

Referência	Continente	País	Modalidade
Bartlett e Klemas (1980)	AMÉRICA	EUA	TFW
Bosserman e Ragade (1982)	AMÉRICA	EUA	WN
Gersberg et al. (1983)	AMÉRICA	EUA	WC
Gersberg et al. (1986)	AMÉRICA	EUA	WC
Roulet e Woo (1986)	OCEANIA	Austrália	WCH
Bowmer (1987)	OCEANIA	Austrália	WCFS
Brodrick et al. (1988)	OCEANIA	Austrália	WN
Brix (1990)	EUROPA	Dinamarca	WCH
Busnardo et al. (1992)	AMÉRICA	EUA	WC
Buttle e Sami (1992)	AMÉRICA	Canadá	WCH
Inaba (1992)	ÁSIA	Japão	WC
Reuter et al. (1992)	AMÉRICA	EUA	WC e WN
Rodgers e Dunn (1992)	AMÉRICA	EUA	WC
Sinicrope et al. (1992)	AMÉRICA	EUA	WN
Bernadez et al. (1993)	EUROPA	Espanha	WN
Morrissey et al. (1993)	AMÉRICA	Alaska	WN
Dorge (1994)	EUROPA	Dinamarca	WN
Emmett et al. (1994)	EUROPA	Reino Unido	WN
Thibault e Zipperer (1994)	AMÉRICA	EUA	WN
Albanis et al. (1995a)	EUROPA	Grécia	WN
Albanis et al. (1995b)	EUROPA	Grécia	WN
Ansola et al. (1995)	EUROPA	Espanha	WC
Buchberger e Shaw (1995)	AMÉRICA	EUA	WCFS e WCH
Husin et al. (1995)	ÁSIA	Indonésia	WCFS
Konyha et al. (1995)	AMÉRICA	EUA	WC
Owen e Otton (1995)	AMÉRICA	EUA	WN
Reinelt e Horner (1995)	AMÉRICA	EUA	WN
Albanis et al. (1996)	EUROPA	Grécia	WN
Sobolewski (1996)	AMÉRICA	Canadá	WC
Vrhovsek et al. (1996)	EUROPA	Eslovênia	WCH
Machate et al. (1997)	EUROPA	Alemanha	WCVD
Raisin et al. (1997)	OCEANIA	Austrália	WC
Rosenberry e Winter (1997)	AMÉRICA	EUA	WCH
Dombeck et al. (1998)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Gschlöbl et al. (1998)	EUROPA	Alemanha	WCH
Hoai et al. (1998)	OCEANIA	Austrália	WC
Ingersoll e Baker (1998)	AMÉRICA	EUA	WC
Mitsch e Wise (1998)	AMÉRICA	EUA	WC
Sawhill e Feruson (1998)	AMÉRICA	EUA	WN
Steevens et al. (1998)	AMÉRICA	EUA	WC

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos (continuação).

Referência	Continente	País	Modalidade
Tanner et al. (1998)	OCEANIA	Nova Zelândia	WCH
Tilley e Brown (1998)	AMÉRICA	EUA	WN
Greenway e Woolley (1999)	OCEANIA	Austrália	WCFS e WCH
Kern e Idler (1999)	EUROPA	Alemanha	WCH e WCVD
Nairn e Mitsch (1999)	AMÉRICA	EUA	WC
Raisin et al. (1999)	OCEANIA	Austrália	WN
Sistani et al. (1999)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Gillespie et al. (2000)	AMÉRICA	EUA	WC
Huang et al. (2000)	ÁSIA	China	WCH
Lau e Chu (2000)	ÁSIA	China	WN
Moore et al. (2000)	AMÉRICA	EUA	WC
Neralla et al. (2000)	AMÉRICA	EUA	WCH
Gerke et al. (2001)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Giraud et al. (2001)	EUROPA	França	WC
Goulet e Pick (2001)	AMÉRICA	Canadá	WCH
Jing et al. (2001)	ÁSIA	Taiwan	WCFS e WCH
Olivie-lauquet et al. (2001)	EUROPA	França	WN
Pant et al. (2001)	AMÉRICA	Canadá	WCH
Schulz et al. (2001)	ÁFRICA	África do Sul	WC
Silyn-roberts e Lewis (2001).	OCEANIA	Nova Zelândia	WCH
Stern et al. (2001)	AMÉRICA	EUA	WN
Arheimer e Wittgren (2002)	EUROPA	Suécia	WN
Braskerud (2002a)	EUROPA	Noruega	WCH
Braskerud (2002b)	EUROPA	Noruega	WCH
Cheng et al. (2002)	EUROPA	Alemanha	WCVD
Coveney et al (2002)	AMÉRICA	EUA	WCH
Ji et al. (2002)	ÁSIA	China	WCFS
King et al. 2002	AMÉRICA	EUA	WC
Lin et al. (2002)	ÁSIA	Taiwan	WCFS
Prior e Johnes (2002)	EUROPA	Reino Unido	WN
Ansola et al. (2003)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH
Cameron et al. (2003)	AMÉRICA	Canadá	WCFS
Hench et al. (2003)	AMÉRICA	EUA	WCH
Hess et al. (2003)	AMÉRICA	Brasil	WN
Poach et al. (2003)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Runes et al. (2003)	AMÉRICA	EUA	WC
Shardendu et al. (2003)	EUROPA	Alemanha	WCH
Whitney et al. (2003)	AMÉRICA	México	WCH
Batty e Younger (2004)	EUROPA	Reino Unido	WCFS
Collins et al. (2004)	AMÉRICA	EUA	WCVD

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos (continuação).

Referência	Continente	País	Modalidade
Fink e Migsch (2004)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Fraser et al. (2004)	AMÉRICA	EUA	WCH
Jing e Lin (2004)	ÁSIA	Taiwan	WCFS e WCH
Kohler et al. (2004)	AMÉRICA	EUA	WC
Thorén et al. (2004)	EUROPA	Suécia	WCFS
Bastviken et al. (2005)	EUROPA	Suécia	WCH
Dunne et al. (2005)	EUROPA	Irlanda	WCFS
Harmon et al. (2005)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Huang et al. (2005)	EUROPA	Espanha	WCH
Kadlec et al. (2005)	OCEANIA	Nova Zelândia	WCFS
Keffala e Ghrabi (2005)	EUROPA	Tunísia	WCH e WCVD
Chen et al. (2006)	ÁSIA	Taiwan	WCFS
Hadad et al. (2006)	AMÉRICA	Argentina	WCFS
Maine et al. (2006)	AMÉRICA	Argentina	WCFS
Ouellet-Plamondon et al. (2006)	AMÉRICA	Canadá	WCH
Prochaska e Zouboulis (2006)	EUROPA	Grécia	WCVD
Rose et al. (2006)	OCEANIA	Austrália	WC
Yang et al. (2006)	ÁSIA	China	WC
Aslam et al. (2007)	ÁSIA	Paquistão	WCVD
Caselles-Osorio e García (2007)	EUROPA	Espanha	WCH
García et al. (2007)	EUROPA	Espanha	WCH
Ji et al. (2007)	ÁSIA	China	WCH
Maine et al. (2007)	AMÉRICA	Argentina	WCFS
Matamoros et al. (2007)	EUROPA	Alemanha	WCFS
Nivala et al. (2007)	AMÉRICA	EUA	WCH
Poach et al. (2007)	AMÉRICA	EUA	WC
Prochaska et al. (2007)	EUROPA	Grécia	WCVD
Sovik e Klove (2007)	EUROPA	Noruega	WCFS
Sun e Austin (2007)	OCEANIA	Austrália	WCVD
Vohla et al. (2007)	EUROPA	Estônia	WCH
Araña et al. (2008)	EUROPA	Espanha	WCVD
Braeckevelt et al. (2008)	EUROPA	Alemanha	WCH
Chung et al. (2008)	ÁSIA	China	WCH
García et al. (2008)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH
Lesley et al. (2008)	EUROPA	Reino Unido	WC
Lin et al. (2008)	ÁSIA	Taiwan	WCFS
Low et al. (2008)	AMÉRICA	EUA	WC
Molle et al. (2008)	EUROPA	França	WCH e WCVD
Reinoso et al. (2008)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH
Ronkanen e Klove (2008)	EUROPA	Finlândia	WCFS

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos (continuação).

Referência	Continente	País	Modalidade
Sohsalam e Sirianuntapiboon (2008)	ÁSIA	Tailândia	WCFS
Terzakis et al. (2008)	EUROPA	Grécia	WCFS e WCH
Tweel e Bohlen (2008)	AMÉRICA	EUA	WN
Bastviken et al. (2009)	EUROPA	Suécia	WCFS
Beutel et al. (2009)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Cui et al. (2009)	ÁSIA	China	WCVD
Gholikandi et al. (2009)	ÁSIA	Irã	WCH
Kong et al. (2009)	ÁSIA	China	WCFS
Maine et al. (2009)	AMÉRICA	Argentina	WCFS
Maltais-Landry et al. (2009)	AMÉRICA	Canadá	WCH
Nyquist e Greger (2009)	EUROPA	Suécia	WCFS
Park et al. (2009)	ÁSIA	Coréia do Sul	WCH
Sánchez-Chardi et al. (2009)	AMÉRICA	EUA	WN
Song et al. (2009)	ÁSIA	Japão	WCVD
Tunçsiper (2009)	ÁSIA	Turquia	WCVD e WCH
Zurita et al. (2009)	AMÉRICA	México	WCVD e WCH
Agudelo et al. (2010)	AMÉRICA	Colômbia	WCH
Ávila et al. (2010)	EUROPA	Espanha	WCH
Conkle et al. (2010)	EUROPA	Alemanha	WCH
Cui et al. (2010)	ÁSIA	China	WCVD
Galletti et al. (2010)	EUROPA	Itália	WCH
Hijosa-Valsero et al. (2010)	EUROPA	Espanha	WCH
Kadlec et al. (2010a)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Kadlec et al. (2010b)	AMÉRICA	EUA	WN
Malecki-Brown et al. (2010)	AMÉRICA	EUA	WC
Matheson e Sukias (2010)	OCEANIA	Nova Zelândia	WCFS
Mothes et al. (2010)	EUROPA	Alemanha	WCH
O'lunaigh et al. (2010)	EUROPA	Irlanda	WCH
Pangala et al. (2010)	EUROPA	Escócia	WC
Budd et al. (2011)	AMÉRICA	EUA	WC
Bustamante et al. (2011)	AMÉRICA	México	WC
García-Lledó et al. (2011)	EUROPA	Espanha	WCFS
Hijosa-Valsero et al. (2011)	EUROPA	Espanha	WCH
Kadlec et al. (2011)	AMÉRICA	EUA	WCH
Locke et al. (2011)	AMÉRICA	EUA	WN
Maillard et al. (2011)	EUROPA	França	WCH
Ouyang et al. (2011)	AMÉRICA	EUA	WCVD
Pedescoll et al. (2011)	EUROPA	Espanha	WCH
Rahmana et al. (2011)	EUROPA	Alemanha	WCH
Reyes-Contreras (2011)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos (continuação).

Referência	Continente	País	Modalidade
Vymazal e Kröpfelová (2011)	EUROPA	República Checa	WCV-FS, WCVD e WCH
Williams e Nelson (2011)	AMÉRICA	EUA	WC
Yang et al. (2011)	ÁSIA	China	WCH
Zhang et al. (2011)	ÁSIA	Singapura	WCH
Abou-Elela et al. (2012)	ÁFRICA	Egito	WCH e WCVD
Bialowiec et al. (2012)	EUROPA	Polônia	WC
Chen et al. (2012)	ÁSIA	China	WCH
Dunne et al. (2012)	AMÉRICA	Irlanda	WCFS
Lizotte et al. (2012)	AMÉRICA	EUA	WN
Matamoros e Salvadó (2012)	EUROPA	Espanha	WCH
Maynard et al. (2012)	AMÉRICA	EUA	WN
Reyes-Contreras et al. (2012)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH
Saeed e Sun (2012)	ÁSIA	Bangladesh	WCFS e WCVD
Saeed et al. (2012)	ÁSIA	Bangladesh	WCFS e WCVD
Sun et al. (2012)	OCEANIA	Austrália	WCVD
Wang et al. (2012)	ÁSIA	China	WN
Yates et al. (2012)	AMÉRICA	Canadá	WN
Zarate et al. (2012)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Zhang et al. (2012)	ÁSIA	China	WCH
Arroyo et al. (2013)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCVD
Comino et al. (2013)	EUROPA	Itália	WCVD e WCH
Dan et al. (2013)	ÁSIA	China	WCVD, WCVA, WCFS e WCH
Fan et al. (2013)	ÁSIA	China	WCVD
Fu et al. (2013)	ÁSIA	China	WCVD e WCVA
Huang et al. (2013)	ÁSIA	China	WCH
Imfeld et al. (2013)	EUROPA	França	WC
Kearney et al. (2013)	AMÉRICA	EUA	WC
Krone-davis et al. (2013)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Liu et al. (2013)	ÁSIA	China	WN
Pedescoll et al. (2013)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH
Regueiro et al. (2013)	EUROPA	Espanha	WCFS
Villaseñor et al. (2013)	EUROPA	Espanha	WCH
Von Sperling e Paoli (2013)	AMÉRICA	Brasil	WCH
Xu et al. (2013)	ÁSIA	China	WCVD
Abe et al. (2014)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Ávila et al. (2014)	EUROPA	Espanha	WCH
Berglund et al. (2014)	EUROPA	Suécia	WCFS
Bilgin et al. (2014)	ÁSIA	Turquia	WCVD
Chen et al. (2014)	ÁSIA	China	WCH
Ding et al. (2014)	ÁSIA	China	WCVD

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos (continuação).

Referência	Continente	País	Modalidade
Elsayed et al. (2014)	EUROPA	França	WCH
Gill et al. (2014)	EUROPA	Irlanda	WCFS
Gomes et al. (2014)	AMÉRICA	Brasil	WCH
Hamaamin et al. (2014)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Han e Tao (2014)	AMÉRICA	EUA	WCH
Hsueh et al. (2014)	ÁSIA	Taiwan	WCFS
Li et al. (2014)	ÁSIA	China	WCVD
Maucieli et al. (2014)	EUROPA	Itália	WCFS
Mitsch et al. (2014)	AMÉRICA	EUA	WCFS e WCH
Pelissari et al. (2014)	AMÉRICA	Brasil	WCVD
Tu et al. (2014)	ÁSIA	Taiwan	WCH
Zhu et al. (2014)	ÁSIA	China	WCFS
Ayaz et al. (2015)	ÁSIA	Turquia	WCVD e WCH
Brauer et al. (2015)	AMÉRICA	EUA	WCFS
Cui et al. (2015)	ÁSIA	China	WCH, WCVD, Híbrido (WCVD - WCH) e WCH
Do e Joo (2015)	ÁSIA	Coréia do Sul	WC
Doherty et al. (2015)	EUROPA	Irlanda	WCH
Elsayed et al. (2015)	EUROPA	França	WCVA
Gao et al. (2015)	ÁSIA	China	WCVD
Houdeshel et al. (2015)	AMÉRICA	EUA	WC
Lang et al. (2015)	ÁSIA	China	WN
Li et al. (2015)	ÁSIA	China	TFW
Lin et al. (2015)	ÁSIA	China	WCH
Liu et al. (2015)	ÁSIA	China	WCVD
Saumya et al. (2015)	ÁSIA	Índia	WCFS
Shen et al. (2015)	ÁSIA	China	WCVD
Xu et al. (2015)	ÁSIA	China	WCVD
Chow et al. (2016)	AMÉRICA	EUA	WN
Fu et al. (2016)	ÁSIA	China	WCVD
Gabrielsen et al. (2016)	AMÉRICA	EUA	WN
Hijosa-Valsero et al. (2016)	EUROPA	Espanha	WCFS e WCH
Ibekwe et al. (2016)	AMÉRICA	EUA	WCH
Jácome et al. (2016)	EUROPA	Espanha	WCH
Kirui et al. (2016)	ÁSIA	China	WCH
Long et al. (2016)	ÁSIA	China	WCVD
Lv et al. (2016)	EUROPA	Dinamarca	WC
Pelissari et al. (2016)	AMÉRICA	Espanha	WCVD
Ramprasad e Philip (2016)	ÁSIA	Índia	WCH e WCVD
Sun et al. (2016)	ÁSIA	China	WN
Van Groos et al. (2016)	AMÉRICA	EUA	WCH

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Quadro 8 – Referências dos trabalhos avaliados e modalidades de *wetlands* empregadas, referente os continentes e países nos quais foram realizados os estudos (continuação).

Referência	Continente	País	Modalidade
Vivant et al. (2016)	EUROPA	França	WCFS
Wu et al. (2016a)	ÁSIA	China	WCVD
Wu et al. (2016b)	ÁSIA	China	WCVD
Yan et al. (2016)	ÁSIA	China	WCVD
Almeida et al. (2017)	EUROPA	Portugal	WCVD
Gill et al. (2017)	EUROPA	Irlanda	WCFS
Hou et al. (2017)	ÁSIA	China	WCVD
Hussein e Scholz (2017)	EUROPA	Reino Unido	WCVD
Li e Tao (2017)	ÁSIA	China	WCH
Li et al. (2017)	ÁSIA	China	WCFS
Liang et al. (2017)	ÁSIA	China	WCVD e WCH
Liu e Wang (2017)	ÁSIA	China	WC
Marrugo-Negrete et al. (2017)	AMÉRICA	Colômbia	WCH
Messer et al. (2017)	AMÉRICA	EUA	WC
Papaevangelou et al. (2017)	EUROPA	Grécia	WCVD e WCH
Pelissari et al. (2017a)	AMÉRICA	Brasil	WCVD
Pelissari et al. (2017b)	EUROPA	Brasil	WCH e WCVD
Sun et al. (2017)	ÁSIA	China	WC
Tan et al. (2017)	ÁSIA	Taiwan	WCFS
Tatoulis et al. (2017)	EUROPA	Grécia	WCH
Wang et al. (2017)	ÁSIA	China	TFW
Wu et al. (2017)	ÁSIA	China	WCFS
Xu et al. (2017)	ÁSIA	China	WCVA
Zhang et al. (2017a)	ÁSIA	China	WCVA
Zhang et al. (2017b)	ÁSIA	China	WCFS
Zhou et al. (2017)	ÁSIA	China	WCVD
Hakk et al. (2018)	AMÉRICA	EUA	WC
He et al. (2018)	ÁSIA	China	WCVD
Riggio et al. (2018)	EUROPA	Itália	WCVD e WCH
Sabiaa et al. (2018)	EUROPA	Itália	WCFS
Zhang et al. (2018)	ÁSIA	China	WCVD
Zhou et al. (2018a)	ÁSIA	China	WCVD
Zhou et al. (2018b)	ÁSIA	China	WCVD
Zhu et al. (2018)	ÁSIA	China	WCH

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Os estudos analisados observaram-se que o continente com mais publicações avaliadas foi a América sendo um total de 95 artigos, seguido pela Europa e Ásia, com respectivos 87 e 76 artigos, sendo os dois com menos publicações a Oceania e a África, com respectivos 14 e 2 artigos. Em relação aos países com maiores números de artigos analisados têm-se: EUA com 68 artigos; a China com 55 artigos; a Espanha com 25 artigos; a Alemanha com 10 artigos; e a Austrália com 10 artigos. Essa tendência de mais publicações pelos EUA pode ser vista do mesmo modo no trabalho de Zhang et al. (2012), o qual quantificou o número de artigos referente a ecotecnologia de *wetlands* no período de 1991 a 2008.

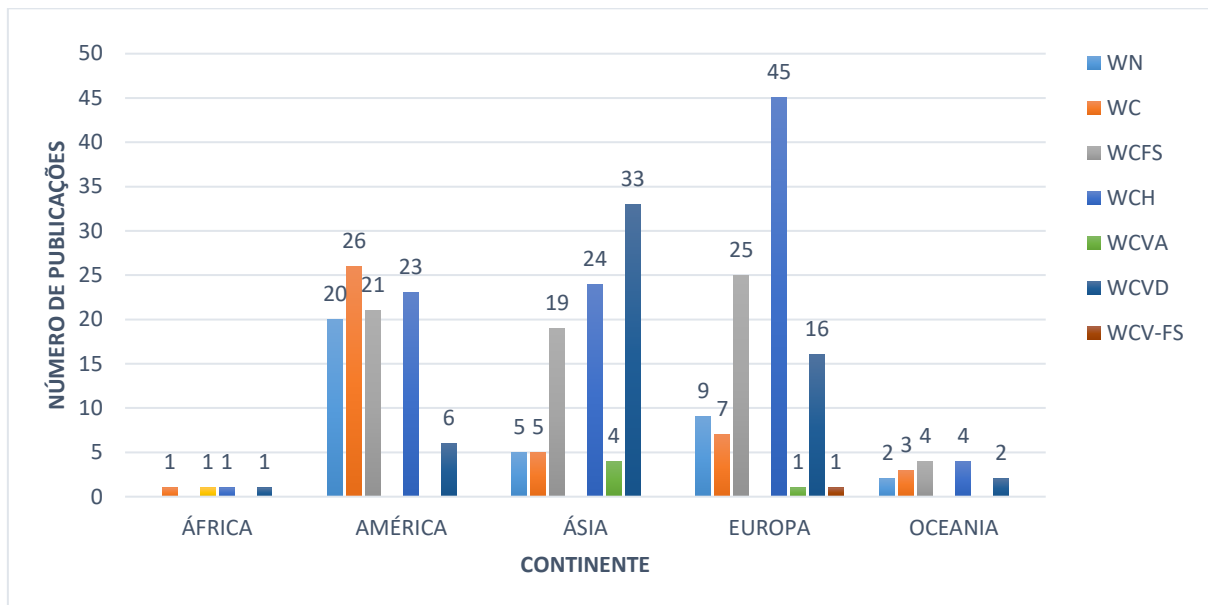
4.1.1 Elementos constituintes dos *wetlands*

Dentre os diferentes elementos que constituem os *wetlands*, destacam-se: a modalidade; o material filtrante; as macrófitas empregadas e; os microrganismos presentes no meio. Estes têm influência direta na eficiência do tratamento realizado por meio dessa ecotecnologia.

4.1.1.1 Modalidade dos *wetlands*

Em relação a modalidade utilizada nos artigos científicos publicados ao longo dos últimos 30 anos, observou-se no Quadro 8, uma evolução na aplicação de WC e uma diminuição na utilização dos WN. Na metade da década de 1990, iniciou-se uma tendência de procura à evolução dos WC de fluxo superficial (WCFS) e subsuperficial (WCFSS). Na Figura 16 e na Tabela 10, constata-se a variação do número de publicações das diferentes modalidades de *wetlands* conforme o continente.

Figura 16 – Variação do número de publicações das distintas modalidades de *wetlands* de acordo com o continente no qual foi realizado o estudo.



Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de modalidades em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 10 – Variação do número de publicações das distintas modalidades de *wetlands* de acordo com o continente no qual foi realizado o estudo.

Modalidade	Conteúdo					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
WN	.	20	5	9	2	36
WC*	1	26	5	7	3	42
WCFS	.	21	19	25	4	70
WCH	1	23	24	45	4	97
WCVA	.	.	4	1	.	5
WCVD	1	6	33	16	2	58
WCV-FS	.	.	.	1	.	1
TFW	.	1	2	.	.	3

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de modalidades em um mesmo estudo.

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Dentre as modalidades de WCFSS, a mais empregadas nas 274 publicações foi a WCH em 97 artigos, seguido pelo WCVD em um total de 58 artigos e o WCVA em 5 artigos. Essa diferença explica-se pela procura de melhorias no processo de tratamento, em referência as transformações de nitrogênio, degradação de matéria orgânica e inorgânica, entre outros, e

como principal motivo a diminuição significativa da relação área *per capita* (critério de dimensionamento) do WCV comparado ao WCH.

Os WCFS são caracterizados por proporcionarem ao efluente um fluxo livre, o que atrai muito animais ao sistema. Entretanto, apresentam um risco de conterem patógenos e potencial exposição ao contato humano. Em virtude disso, essa modalidade não é utilizada como tratamento secundário, mas sim em tratamentos avançados. Viu-se com as análises, o que pode ser observado na Figura 16 e na Tabela 10, uma tendência de pesquisa mundial para com essa modalidade, sendo o continente Europeu aquele que mais apresentou trabalhos (25 artigos), seguido pela América e Ásia com respectivos 21 e 19 artigos.

Nos estudos o arranjo tecnológico mais utilizado foi aquele que se fez o uso da modalidade WCH como pós-tratamento de águas residuárias. Em alguns trabalhos com o emprego dos WCV observou-se o emprego do sistema Francês de tratamento, o qual aplica-se o efluente bruto diretamente no sistema sem antes passar por um tratamento primário ou pré-tratamento. Assim como, a aplicação de diferentes modalidades de WCFSS que surgiram após a aprimoração de estratégias para atingir o melhor tratamento de efluente, WCVA, TFW e WCV-FS, com respectivos números de publicações avaliados, 5, 3 e 1.

Ao analisar a Figura 16 e Tabela 10, vê-se que a modalidade mais utilizada ao longo do período avaliado foi o sistema que emprega o WCH em 97 artigos (dos quais 45 foram realizados na Europa, 24 na Ásia, 23 na América, 4 na Oceania e 1 na África), posteriormente o WCFS em 70 artigos (sendo 25 realizados na Europa, 21 na América, 19 na Ásia e 4 na Oceania), WCVD em 58 artigos (dos quais 33 foram realizados na Ásia, 16 na Europa, 6 na América, 2 na Oceania e 1 na África), WC em 42 artigos (em que 26 foram realizados na América, 7 na Europa, 5 na Ásia, 3 na Oceania e 1 na África) e WN em 36 artigos (sendo 20 na América, 9 na Europa, 5 na Ásia e 2 na Oceania). Houveram 41 publicações que não especificaram qual modalidade de WC foi utilizada, apenas citaram a ecotecnologia. A tendência de maior emprego dos WCH, justifica-se pela composição do sistema o qual é essencialmente preenchido com material filtrante, em que as raízes das macrófitas se desenvolvem que serve como suporte ao biofilme e o efluente flui pelos espaços vazios, otimizando o processo quando comparado aos WCFS.

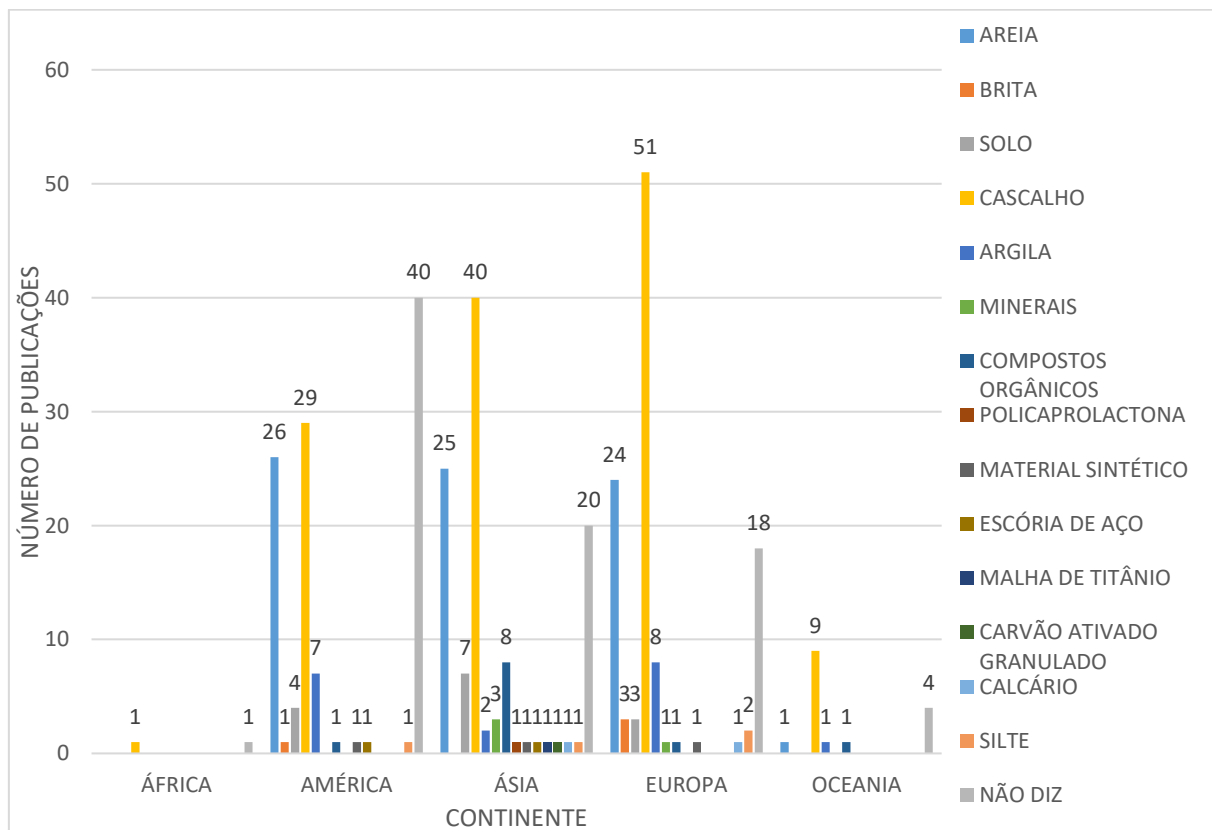
Nos WCFSS buscou-se desenvolver novas modalidades, a fim de, otimizar o tratamento do efluente e minimizar os custos com construção, operação e manutenção. Assim, viu-se um aumento gradativo de estudos com o emprego de WCH, WCVD, WCVA, sistema híbrido (WCVD – WCH) e WCV-FS.

O número reduzido de publicações que aplicaram WN pode estar atrelado a dificuldade de acesso aos artigos da década de 1980, em virtude de muitos destes não estarem disponível nas plataformas em forma digital.

4.1.1.2 Materiais filtrantes empregados nos *wetlands*

Dentre os distintos elementos que compõem os *wetlands*, o material filtrante é um dos principais, em virtude de apresentar uma função significativa na depuração de materiais ricos em carbono, na manutenção das propriedades hidráulicas, na adsorção de materiais inorgânicos, na transformação das frações nitrogenadas, além de ser o material suporte à formação de biofilme (comunidade de microrganismos depuradores). Nesse contexto, observa-se que a Figura 17 e Tabela 11 representam a variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e o maciço filtrante empregado.

Figura 17 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e o maciço filtrante empregado.



Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de materiais filtrantes em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 11 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e o maciço filtrante empregado.

Material filtrante	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Areia	.	26	25	24	1	76
Brita	.	1	.	3	.	4
Solo	.	4	7	3	.	14
Cascalho	1	29	40	51	9	130
Argila	.	7	2	8	1	18
Minerais	.	.	3	1	.	4
Compostos orgânicos	.	1	8	1	1	11
Policaprolactona	.	.	1	.	.	1
Material sintético	.	1	1	1	.	3
Escória de aço	.	1	1	.	.	2
Malha de titânio	.	.	1	.	.	1
Carvão ativado granulado	.	.	1	.	.	1
Calcário	.	.	1	1	.	2
Silte	.	1	1	2	.	4
Não diz	1	40	20	18	4	83

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de materiais filtrantes em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Ao analisar a Figura 17 e a Tabela 11, observou-se o emprego de diferentes tipos de maciços filtrantes nos trabalhos analisados. A origem dos mesmos varia de minerais a compostos orgânicos, sendo os mais empregados nos trabalhos o cascalho e a areia, com respectivos 130 e 76 artigos. Esse padrão é visualizado na Figura 17 com predominância em todos os continentes.

Ao observar a distribuição dos distintos tipos de materiais filtrantes com relação aos continentes, constata-se que os materiais filtrantes mais comuns nas experiências mundiais são o cascalho e a areia. Na América o mais empregado é o cascalho em 29 artigos, seguido da areia em 26 publicações. Essa tendência também é observada na Ásia e na Europa, nos quais o cascalho também é o mais utilizado, com 40 e 51 citações em artigos respectivamente, e a areia é o segundo, com 25 e 24 publicações.

Outros compostos e minerais também foram utilizados, entretanto com menor ênfase, são eles: argila, citada em 18 publicações; solo, utilizado em 14 publicações; compostos orgânicos, empregados em 11 publicações; silte, apresentado em 4 publicações; e em menor número: materiais sintéticos; minerais; carvão ativado; calcário; brita; escória de aço; e malha de titânio. Porém, em 83 artigos analisados não foi citado o tipo de material filtrante empregado.

Identificou-se que ao longo dos últimos 30 anos (1980 a 2018) os pesquisadores buscaram um material que permanecesse em condições ótimas de fluxo associado a um potencial reativo. Logo nos primeiros anos de aplicações da ecotecnologia de *wetlands* os pesquisadores faziam uso de maciços filtrantes que eram encontrados com mais facilidade na região, além de serem economicamente viáveis (conceito que também é empregado atualmente). Como exemplo disso, têm-se a pesquisa realizada por Gersberg et al. (1983), os quais aplicaram cascalho em 14 WC com diferentes macrófitas. Contudo, há uma preocupação com relação ao material filtrante no tratamento, em virtude do fenômeno de colmatação. O controle da colmatação pode ser realizado pelo monitoramento das concentrações de SST do afluente ao *wetland*, o volume de efluente aplicado e o tempo de inatividade do sistema.

Conforme o descrito por Bucksteeg (1990), Conley *et al.* (1991), Cooper *et al.* (1996), Platzer (1999), Arias *et al.* (2001) *apud* Philippi e Sezerino (2004) a determinação do material filtrante ideal para ser empregado no *wetland* depende das propriedades do mesmo. Após anos de pesquisas realizadas com ênfase no maciço filtrante utilizado, determinou-se as propriedades ideais para as partículas que compõem o mesmo, sendo: diâmetro efetivo maior ou igual a 0,20 mm ($d_{10} \geq 0,20$ mm); o coeficiente de uniformidade menor ou igual a 5 unidades ($U \leq 5$ unidades); e o coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica saturada igual a Ks menor ou igual a 10^{-4} m s⁻¹ ($\leq 10^{-4}$ m s⁻¹ ou $\geq 10^{-2}$ cm s⁻¹ ou $\geq 0,36$ m h⁻¹).

4.1.1.3 Macrófitas empregadas na ecotecnologia de *wetlands*

A escolha da macrófita a ser empregada no sistema está relacionada com a tolerância da mesma em ambientes saturados de água ou efluente, ao potencial de crescimento, e a disponibilidade da espécie nas áreas em que o sistema será implantado, em virtude disso estas estarão adaptadas às condições climáticas da região. Outros critérios também avaliados são os custos de plantio e manutenção das plantas (BRIX, 1997).

Em relação aos continentes, diversas macrófitas foram empregadas nos sistemas *wetlands* conforme descritos nas publicações. Assim, o continente que apresentou o maior número de gêneros foi a América com 214, seguido da Europa com 166, a Ásia com 130, a Oceania com 56 e a África com 4. O somatório do número de gêneros excede 274 em virtude da utilização de dois ou mais gêneros de plantas no mesmo sistema. Nessa perspectiva, nota-se que na Tabela 12 consta a variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e a macrófita empregada.

Tabela 12 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e a macrófita empregada.

Gênero de macrófita	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Acer spp.	.	1	.	.	.	1
Acorus spp.	.	2	3	.	.	5
Aechmea spp.	.	1	.	.	.	1
Agapanthus spp.	.	1	.	.	.	1
Agrostis spp.	.	.	.	1	.	1
Alisma spp.	.	1	.	1	.	2
Alnus spp.	.	1	.	.	.	1
Alopecurus spp.	.	.	1	1	.	2
Alternanthera spp.	.	2	.	.	1	3
Ambrosia spp.	.	.	1	.	.	1
Anthurium spp.	.	1	.	.	.	1
apium spp.	.	.	.	1	.	1
Aqualitis spp.	.	1	.	.	.	1
Arctophila spp.	.	1	.	.	.	1
Arthrocnemum spp.	.	.	.	1	.	1
Artemisia spp.	.	.	1	.	.	1
Arundo spp.	.	.	1	1	.	2
Asplenium spp.	.	.	1	.	.	1
Aster spp.	.	.	.	1	.	1
Azolla spp.	1	1
Bacopa spp.	1	1
Betula spp.	.	1	.	.	.	1
Bolboscloenus spp.	2	2
Brachiaria spp.	.	.	2	.	.	2
Bulrush spp,	1	1
Calamagrostis spp.	.	.	1	.	.	1
Canna spp.	.	1	9	.	.	10
Carex spp.	.	6	.	5	2	13
Cephalanthus spp.	.	1	.	.	.	1
Ceratophyllum spp.	.	3	.	1	1	5

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais gêneros de macrófitas em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 12 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e a macrófita empregada (continuação).

Gênero de macrófita	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Ceratopteris spp.	1	1
Cirsium spp.	.	1	.	1	.	2
Cladium spp.	.	1	.	.	.	1
Cladophora spp.	.	.	1	.	.	1
Commelina spp.	.	.	.	1	.	1
Collocasia spp.	.	1	.	1	.	2
Cornus spp.	.	1	.	.	.	1
Cyperus spp.	1	8	10	2	1	22
Cyprus spp.	.	1	.	.	.	1
Dactylis spp.	.	1	.	.	.	1
Digitaria spp.	.	1	.	.	.	1
Distichlis spp.	.	1	.	.	.	1
Dracaena spp.	.	.	1	.	.	1
Echinochloa spp.	.	1	.	.	1	2
Eichhornia spp.	.	4	1	.	.	5
Egeria spp.	.	.	1	.	.	1
Eleocharis spp.	.	2	.	.	2	4
Elodea spp.	.	.	.	3	.	3
Erigeron spp.	.	.	1	.	.	1
Eriophorum spp.	.	.	.	1	1	2
Eryngium spp.	.	1	.	.	.	1
Equisetum spp.	.	.	.	1	.	1
Eupatorium spp.	.	1	.	.	.	1
Festuca spp.	.	1	.	.	.	1
Filipendula spp.	.	.	.	1	.	1
Fraxinus spp.	.	1	.	.	.	1
Galium spp.	.	.	.	1	.	1
Gladiolus spp.	.	1	.	.	.	1
Glyceria spp.	.	.	.	5	.	5
Helicana spp.	.	.	1	.	.	1

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais gêneros de macrófitas em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 12 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e a macrófita empregada (continuação).

Gênero de macrófita	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Hippuris spp.	.	1	.	.	.	1
Holcus spp.	.	.	.	1	.	1
Hordeum spp.	.	.	.	1	.	1
Humulus spp.	.	.	1	.	.	1
Hydrocotyl spp.	.	1	.	.	.	1
Hymenachne spp.	.	1	.	.	1	2
Hymenocallis spp.	.	.	1	.	.	1
Iris spp.	.	1	4	5	.	10
Ipomoea spp.	.	.	7	.	1	8
Ischaemum spp.	.	1	.	1	.	2
Jaumea spp.	.	1	.	.	.	1
Juncus spp.	1	8	1	7	2	19
Lantago spp.	.	1	.	.	.	1
Leersia spp.	.	2	.	.	.	2
Lemna spp.	.	2	1	.	1	4
Lemnaceae spp.	.	2	1	.	.	3
Limnobium spp.	.	1	.	1	.	2
Limnocharis spp.	.	1	.	.	.	1
Lolium spp.	.	.	.	1	1	2
Lotus spp.	.	.	.	1	.	1
Ludwigia spp.	.	2	1	.	2	5
Lythrum spp.	.	.	1	.	.	1
Marsilea spp.	1	1
Medicago spp.	.	1	.	.	.	1
Melaleuca spp.	1	1
Miscanthus spp.	.	.	1	.	.	1
Monocharia spp.	1	1
Montrichardia spp.	.	1	.	.	.	1
Myriophyllum	.	1	1	2	1	5
Najas spp.	.	1	.	.	.	1

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais gêneros de macrófitas em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 12 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e a macrófita empregada (continuação).

Gênero de macrófita	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Nasturtium soo.	.	.	1	.	.	1
Nelumbo spp.	.	1	.	.	.	1
Nuphar polysepalem	.	2	.	.	.	2
Nyssasp.	.	1	.	.	.	1
Nymphaea spp.	.	2	.	.	.	2
Nymphea spp.	1	1
Nymphoides spp.	1	1
Oenanthe spp.	.	.	4	.	.	4
Oryza spp.	.	.	1	.	.	1
Panicum spp.	.	3	.	.	.	3
Paspalum spp.	.	3	1	.	2	6
Pennisetum spp.	.	.	3	.	.	3
peltandra spp.	.	1	.	.	.	1
Persicaria spp.	2	2
Phalaris spp.	.	3	.	5	.	8
Pistia spp.	.	2	3	.	1	6
Phragmites spp.	1	9	32	63	5	110
Poa spp.	.	1	.	.	.	1
Poaceae spp.	.	.	1	.	.	1
Pontederia spp.	.	10	.	.	.	10
Polypogon spp.	.	.	.	1	.	1
Polygonum spp.	.	7	.	.	.	7
Potamogeton spp.	.	4	.	.	1	5
Potentilla Spp.	.	1	.	.	.	1
Ranunculus spp.	.	1	.	1	.	2
Rhynchosporus spp.	1	1
Rumex spp.	.	1	.	.	.	1
Sagittaria spp.	.	7	.	.	.	7
Salinia spp.	1	1
Salix spp.	.	5	.	3	.	8

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais gêneros de macrófitas em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 12 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e a macrófita empregada (continuação).

Gênero de macrófita	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Salvinia spp.	.	2	.	.	.	2
Saururus spp.	.	1	.	.	.	1
Senecio spp.	.	1	.	.	.	1
Sesbania spp.	.	1	.	.	.	1
S&x spp.	.	1	.	.	.	1
Scirpus ssp.	.	16	2	6	.	24
Shagnum ssp.	.	.	.	1	1	2
Schoenoplectus spp.	.	9	.	1	5	15
Scleria spp.	1	1
Solidago spp.	.	1	.	.	.	1
Sorghum spp.	.	1	.	.	.	1
Sparganium spp.	.	1	.	1	.	2
Spartina spp.	.	2	1	.	.	3
Spirodela spp.	1	1
Stellaria spp.	.	1	.	.	.	1
Strelitzia spp.	.	1	.	.	.	1
Taxodium spp.	.	1	.	.	.	1
Thalia spp.	.	4	2	.	.	6
Trifolium spp.	1	1
Tsuga spp.	.	1	.	.	.	1
Typha ssp.	1	33	16	32	4	86
Ulmus spp.	.	1	.	.	.	1
Urtica spp.	.	1	.	1	.	2
Vetiveria spp.	.	.	2	1	.	3
Viburnum spp.	.	1	.	.	.	1
Wolffia spp.	1	1
Zannichellia spp.	.	1	.	.	.	1
Zantedeschia spp.	.	1	.	.	.	1
Zizania spp.	.	1	4	.	.	5
IR-64 (arroz)	.	.	1	.	.	1
Não diz	.	8	12	11	3	34

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais gêneros de macrófitas em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

As macrófitas mais empregadas nos *wetlands* em todo o mundo são: *Phragmites* spp.; *Typha* spp. e *Juncus* spp., conforme Sezerino et al. (2015). Nesse trabalho também pode-se ver essa tendência em virtude desses gêneros serem os mais citados com *Phragmites* spp. (110 artigos), *Typha* spp. (86 artigos) e *Juncus* spp. (19 artigos). Outros gêneros também empregados foram os: *Scirpus* spp. em 24 artigos; *Cyperus* spp. em 22 artigos; *Schoenoplectus* spp. em 15 artigos; *Carex* spp. em 13 artigos; *Pontederia* spp. em 10 artigos; *Iris* spp. em 10 artigos; e *Canna* spp. em 10 artigos.

Segundo Cooper et al. (1996) apud Sezerino (2006), as macrófitas emergentes possuem uma rápida taxa de crescimento, notadamente para a *Phragmites* spp., na qual relata-se um crescimento rápido próximo de 90 dias e extremamente denso, seguido da *Typha* spp., com um crescimento rápido entorno de 90 dias e denso, e o *Juncus* spp., que apresenta uma taxa de crescimento rápido, porém com um crescimento denso. Normalmente nos WC são utilizadas as espécies emergentes e flutuantes. No Brasil, é comum o uso das espécies *Typha* spp. como a macrófita mais empregada, *Eleocharis* spp. e *Zizaniopsis* spp.

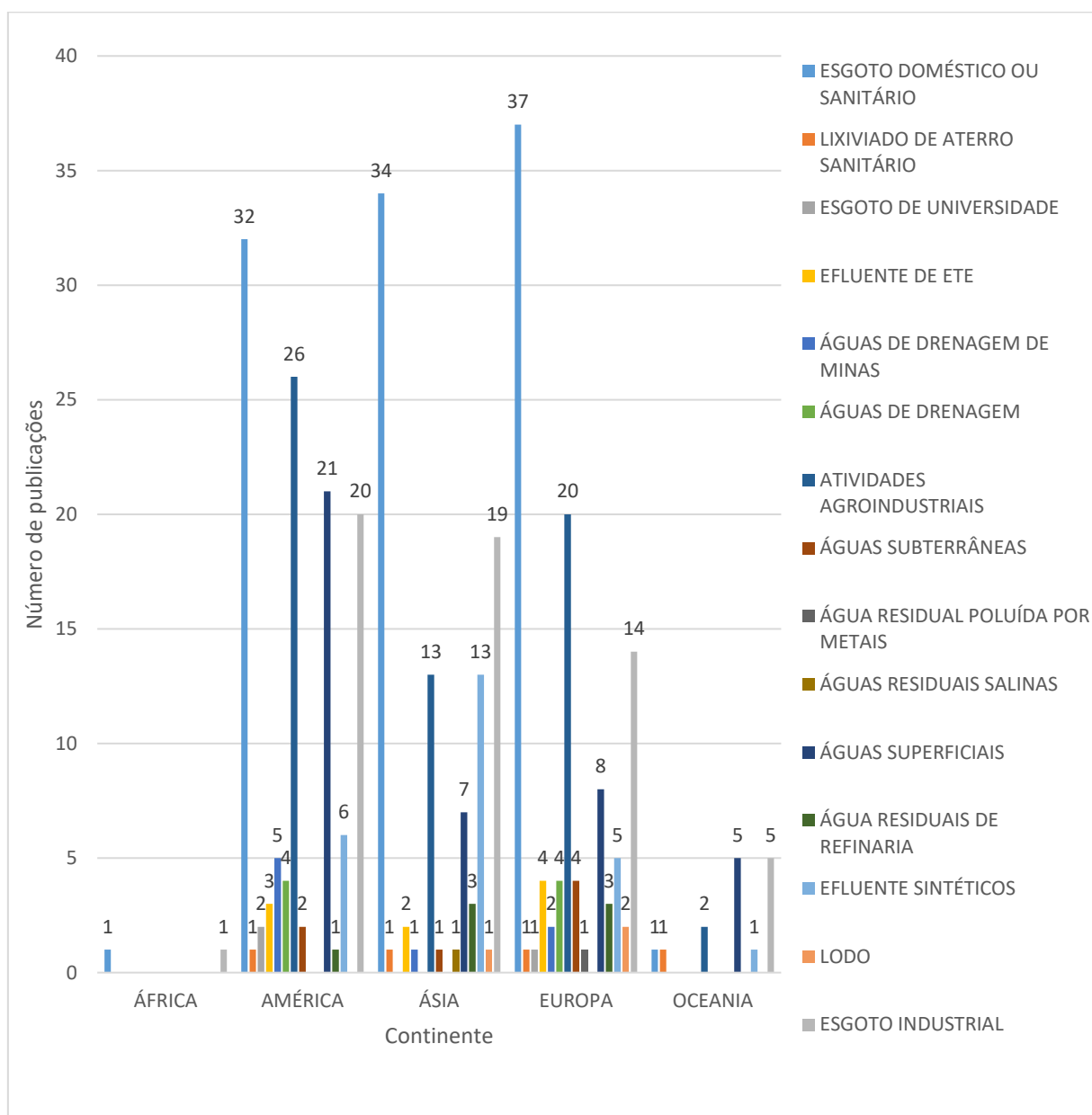
4.2 PROCESSOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES EM *WETLANDS*

Em virtude da ecotecnologia de *wetland* ser influenciada por elementos como o material filtrante, as macrófitas e os microrganismos presentes no meio, esses sistemas utilizam diferentes processos que envolvem mecanismos físicos, químicos e biológicos a fim de aprimorar o tratamento dos distintos efluentes.

4.2.1 Tipos de efluentes tratados nos *wetlands*

Em relação aos tipos de efluentes tratados nos *wetlands*, as pesquisas publicadas e analisadas nesse trabalho apresentam uma grande variedade. Observando a Figura 18 e a Tabela 13, o efluente doméstico ou sanitário foi o mais citado nos artigos, além de, apresentar uma predominância em todos os continentes, sendo mais mencionado na Europa (37), seguido da Ásia (34), América (32), África (1) e Oceania (1) com respectivo número de citações.

Figura 18 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e o efluente tratado.



Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de efluentes tratados em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 13 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e o efluente tratado.

Efluente tratado	Continentes					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Esgoto doméstico ou sanitário	1	32	34	37	1	105
Lixiviado de aterro sanitário	.	1	1	1	1	4
Esgoto de universidade	.	2	.	1	.	3
Efluente de ETE	.	3	2	4	.	9
Águas de drenagem de minas	.	5	1	2	.	8
Águas de drenagem	.	4	.	4	.	8
Atividades agroindustriais	.	26	13	20	2	61
Águas subterrâneas	.	2	1	4	.	7
Água residual poluída por metais	.	.	.	1	.	1
Águas residuais salinas	.	.	1	.	.	1
Águas superficiais	.	21	7	8	5	41
Água residuais de refinaria	.	1	3	3	.	7
Efluente sintéticos	.	6	13	5	1	25
Lodo	.	.	1	2	.	3
Esgoto industrial	1	20	19	14	5	59

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de efluentes tratados em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Entre todos os efluentes, aqueles que mais foram citados, são: esgoto doméstico ou sanitário (105 menções); atividades agroindustriais (61 menções); efluente industrial (59 menções); águas superficiais (41 menções); efluentes sintéticos (25 menções); efluente de ETE (9 menções); águas de drenagem de minas (8 menções); águas de drenagem (8 menções); águas subterrâneas (7 menções); e águas residuais de refinaria (7 menções). Ademais, outros efluentes também foram citados, como: lixiviado de aterro sanitário (4 menções); esgoto de universidade (3 menções); lodo (3 menções); águas residuais salinas (1 menção); e águas residuais poluídas por metais (1 menção).

A respeito do emprego dessa ecotecnologia como tratamento secundário dos efluentes domésticos, a fim de realizar a remoção de nutrientes, houveram diversas pesquisas ao longo dessas três décadas, como exemplo os trabalhos realizados por Buchberger e Shaw (1995), Konyha et al. (1995), Owen e Otton (1995), Reinelt e Horner (1995), Dombeck et al. (1998), Sawhill e Feruson (1998), Tilley e Brown (1998), Greenway e Woolley (1999), Nairn e Mitsch (1999), Lau e Chu (2000), Huang et al. (2000), Goulet e Pick (2001), Gerke et al. (2001), Stern et al. (2001), King et al. (2002), Whitney et al. (2003), Hench et al. (2003), Shardendu et al. (2003), Thorén et al. (2004), Bastviken et al. (2005), Huang et al. (2005), Matamoros et al. (2007), Caselles-Osorio e García (2007), Molle et al. (2008), Ávila et al.

(2010), Kadlec et al. (2011), Berglund et al. (2014), Xu et al. (2015), Jácome et al. (2016), Zhou et al. (2017) e Riggio et al. (2018).

A respeito da depuração por meio de WC de águas residuárias, efluentes de produção agrícola, percolados de aterros sanitários, drenagem de águas cinzas e esgoto de universidade alguns exemplos são os estudado de Reuter et al. (1992), Inaba (1992), Rodgers e Dunn (1992), Konyha et al. (1995), Schulz et al. (2001), Ansola et al. (2003), Cameron et al. (2003), Rose et al. (2006), Nivala et al. (2007), Sun e Austin (2007), Araña et al. (2008), Beutel et al. (2009), Pangala et al. (2010), Budd et al. (2011), Bialowiec et al. (2012), Kearney et al. (2013), Ding et al. (2014), Elsayed et al. (2015), Lv et al. (2016), Tatoulis et al. (2017), Messer et al. (2017) e Zhou et al. (2018a,b).

Acerca de águas residuárias provindas de atividades agroindustriais (suinocultura, laticínios, entre outros), pesquisadores estudaram a aplicabilidade de WC no tratamento complementar, alguns deles são: Gersberg et al. (1983), Gersberg et al. (1986), Reuter et al. (1992), Inaba (1992), Rodgers e Dunn (1992), Ansola et al. (1995), Konyha et al. (1995), Rose et al. (2006), Vohla et al. (2007), Araña et al. (2008), Kadlec et al. (2010), Pangala et al. (2010), Locke et al. (2011), Maillard et al. (2011), Lizotte et al. (2012), Maynard et al. (2012), Von Sperling e Paoli (2013), Berglund et al. (2014), Mitsch et al. (2014), Chen et al. (2014), Hamaamin et al. (2014), Hsueh et al. (2014), Liu e Wang (2017), Messer et al. (2017) e Zhou et al. (2018a,b).

Nesse sentido, convém destacar os diferentes tipos de efluentes tratados por meio da ecotecnologia, sendo eles: Esgoto doméstico ou sanitário; Lixiviado de aterro sanitário; Esgoto de universidade; Efluente de ETE; Águas de drenagem de minas; Águas de drenagem; Atividades agroindustriais; Águas de subterrâneas; Água residual poluída por metais; Águas residuais salinas; Águas superficiais; Água residuais de refinaria; Efluente sintéticos; Lodo e; Esgoto industrial.

4.3 AVANÇOS DA ECOTECNOLOGIA DOS *WETLANDS* AO LONGO DE 30 ANOS (1980 a 2018)

Ao longo das últimas décadas, os pesquisadores observaram o comportamento dos *wetlands* na forma natural (WN) e construída (WC), e assim, descobriram os métodos de remoção de poluentes nessa ecotecnologia (ALLEN et al., 2002; WU et al., 2014).

Ainda que alguns processos de transformação e tratamento dos *wetlands* não estejam inteiramente esclarecidos, a busca pelas modificações e atualizações com relação aos agentes

atuantes, estimula a procura pelos avanços por meio das pesquisas, intensificando a corrida pelas estratégias operacionais.

4.3.1 Estratégias operacionais

As estratégias operacionais surgiram conforme as necessidades de adaptações e procura do melhoramento das eficiências de tratamento dessa ecotecnologia. O sistema *tidal flow* (TFW) é caracterizado pelos vários ciclos de inundação e drenagem, os quais ocorrem diariamente, sendo um sistema eficiente principalmente nos processos de nitrificação e remoção de nitrogênio, além de, fornece um tratamento terciário avançado. Entretanto, os padrões de projeto para esse arranjo não apresentam uma literatura de engenharia, por isso, os elementos do design devem ser extraídos de patentes ou artigos. Nesse trabalho analisou-se três artigos que empregaram essa modalidade e na Tabela 14 consta as porcentagens de remoções dos poluentes, sendo os trabalhos respectivamente de: Bartlett e Klemas (1980); Li et al. (2015); e Wang et al. (2017).

O sistema híbrido é uma combinação em série dos fluxos verticais e horizontais de WC (WCVD – WCH), tem como característica primordial a otimização da retenção de matéria orgânica e nitrificação nos primeiros filtros, e nos segundos asseguram a ocorrência de desnitrificação por estarem em condições anaeróbias e/ou anóxicas. Esse tipo de modalidade foi observado em alguns artigos que fizeram parte desse trabalho e na Tabela 14 consta as porcentagens de remoções dos poluentes, sendo eles: Kern e Idler (1999); Keffala e Ghrabi (2005); Molle et al. (2008); Vymazal e Kröpfelová (2011); Abou-Elela et al. (2012); Cui et al. (2015); Ramprasad e Philip (2016); e Pelissari et al. (2017b). Os estudos indicam que esse sistema apresenta altos percentuais de remoção de SST e matéria orgânicas. Entretanto, para remoção elevada de fósforo e organismos patogênicos esse arranjo não demonstra bons resultados. Uma alternativa para a potencialização da desnitrificação nesse sistema para efluentes nitrificados é a realização da recirculação do efluente ao início do tratamento.

Tabela 14 – Valores das remoções dos poluentes conforme a estratégia operacional e a referência do artigo.

Referência	Estratégia operacional	Poluente	Remoção (%)
Bartlett e Klemas (1980)		.	.
Li et al. (2015)	TFW	NT	60 a 84
Wang et al. (2017)		NT e $\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$4,89 \pm 1,56$ e $88,39 \pm 7,61$
Kern e Idler (1999)		NT, PT, CF e DQO	48 a 75; 37 a 74; 76,2 a 93,9 e não diz
Keffala e Ghrabi (2005)		NT: NTK; NH_4^+ ; e $\text{NO}_2 - \text{NO}_3$	Com planta: 26, 19, e 31 (WCVD); 2, 0, e 27 (WCH); 27, 19, e 4 (WCVD – WCH). Sem planta: 9,12 e 13 (WCVD); 5, 7 e 24 (WCH); 5, 6 e 13 (WCVD – WCH)
Molle et al. (2008)		WCH: DQO, SST e NTK; WCVD: DQO e SST; NT	WCH: 60, 80 e 83; WCVD: 68 e 75; e WCVD – WCH: 83
Vymazal e Kröpfelová (2011)	WCVD – WCH	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$; DBO; DQO; SST; e PT	78,3; 94,5; 84,4; 88,5 a 93,2; e 65,4 a 5,4
Abou-Elela et al. (2012)		DQO; DBO; SST; e $\text{NH}_4^+ - \text{N}$	WCH: 91,5; 92,8; 92,3; e 57,1; e WCVD: 92,9; 93,6; 94,0; e 62,3
Cui et al. (2015)		WC1: NT e PT; WC2: NT e PT; WC3: NT e PT; e WC4: NT e PT	WC1: 49,93 e 87,82; WC2: 58,50 e 93,23; WC3: 46,01 e 95,97; e WC4: 44,44 e 91,30
Ramprasad e Philip (2016)		SDS, PG e TMA	WCH: 85 (SDS); 90 (PG); e 95 (TMA); e WCVD: 89 (SDS); 95 (PG); e 98 (TMA)
Pelissari et al. (2017b)		WCVD: SST; DQO; NT; e $\text{NH}_4^+ - \text{N}$	WCVD: 86 ± 4 ; 89 ± 10 ; 58 ± 12 ; e 93 ± 2
Vymazal e Kröpfelová (2011)	WCV – FS	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$; DBO; DQO; SST; e PT	78,3; 94,5; 84,4; 88,5 a 93,2; e 65,4 a 5,4

Nota: Dodecil sulfato de sódio (SDS); propilenoglicol (PG); e trimetilamina (TMA)

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Em referência ao sistema francês tem como princípio o fluxo vertical, o qual é constituído por dois estágios, e apresenta com aspecto interessante a ausência da etapa de tratamento primário. No primeiro estágio há três WCV em paralelos, sendo preenchidos com cascalho em virtude de serem projetados com função de promover o tratamento primário ao efluente bruto, na qual ocorre a filtração de partículas grandes e em suspensão, a remoção de

DQO em altos níveis, e a remoção de compostos nitrogenados de forma reduzida. No segundo estágio há dois WCV operando em paralelo tendo como maciço filtrante a areia grossa, assim, ocorre o tratamento secundário no qual há a remoção de nitrogênio, a redução da DQO e SST restantes, e a remoção organismos patogênicos.

Com relação ao sistema de *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV – FS), o mesmo foi desenvolvido com a finalidade de proporcionar uma maior remoção de nitrogênio total, no qual promove-se a nitrificação e a desnitrificação sequenciais em uma única unidade. Isto ocorre, através de uma saturação de fundo que aumenta o tempo de contato entre o efluente e os microrganismos, por meio da elevação do controlador de nível, o que provoca condições aeróbias na superfície e anaeróbias/anóxicas no fundo do sistema que proporciona regiões oxidativas e redutoras. Essa estratégia atualmente vem ganhando destaque visto que reduz um dos principais parâmetros de dimensionamento sendo a área *per capita* em virtude de unir duas modalidades em uma única unidade. No trabalho analisou-se apenas uma publicação realizada na Europa, a qual por Vymazal e Kröpfelová (2011), a qual empregou essa modalidade. Na Tabela 14 consta as porcentagens de remoções dos poluentes aplicando essa estratégia operacional.

Além dos avanços com relação as modalidades, os pesquisadores observaram novas rotas de remoção de poluentes, por exemplo os processos de transformação do Nitrogênio, além dos tradicionais como, volatilização da amônia, amonificação do nitrato, nitrificação, desnitrificação, e fixação de N₂, os pesquisadores descobriram outras alternativas. Estas alternativas potencializam o processo de remoção de nitrogênio, sendo a nitrificação e desnitrificação simultâneas, nitrificação – desnitrificação parcial, e a nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia, além dos processos recentemente descobertos, conforme Dezotti (2011), nitrificação parcial (SHARON – *Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite*), Anammox (*Anaerobic ammonium oxidation*), desamonificação aeróbia/anóxica, OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification*), e CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*).

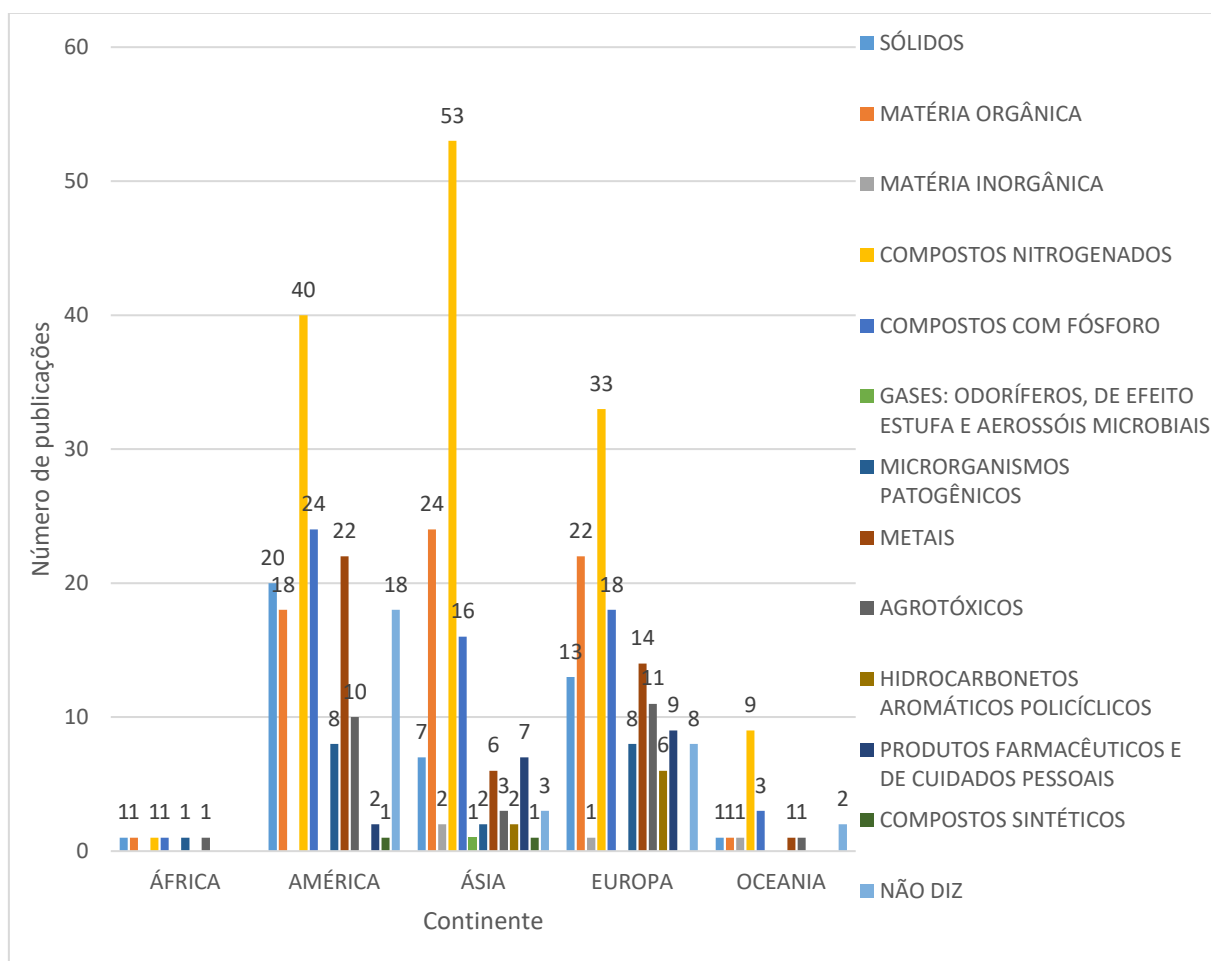
4.3.2 Tipos de poluentes tratados pela ecotecnologia de *wetlands*

Ao longo dos anos a ecotecnologia de *wetlands* apresentou avanços no tratamento de poluentes de distintas origens. Pesquisadores acompanharam os processos de tratamento que ocorrem nessa tecnologia e observaram os principais métodos de remoção de poluentes em

WC que envolvem o maciço filtrante, as macrófitas e os microrganismos, a partir de trabalhos com diferentes efluentes.

Nos trabalhos analisados nessa pesquisa observou-se na Figura 19 e na Tabela 15 essa tendência de tratamento de diferentes poluentes, entre eles estão os: compostos nitrogenados (136 menções); matérias orgânicas (66 menções); compostos com fósforo (62 menções); metais (43 menções); sólidos (42 menções); agrotóxicos (26 menções); microrganismos patogênicos (19 menções); produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (18 menções); hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (8 menções); matéria inorgânica (4 menções); compostos sintéticos (2 menções); e gases: odoríferos, de efeito estufa e aerossóis microbiais (1 menção). Contudo, alguns artigos não apresentaram quais compostos foram tratados sendo um total de 31 publicações.

Figura 19 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e os poluentes tratados.



Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de poluentes tratados em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 15 – Variação do número de publicações referente aos *wetlands* de acordo com o continente e os poluentes tratados.

Poluente tratado	Continente					Total
	África	América	Ásia	Europa	Oceania	
Sólidos	1	20	7	13	1	42
Matéria orgânica	1	18	24	22	1	66
Matéria inorgânica	.	.	2	1	1	4
Compostos nitrogenados	1	40	53	33	9	136
Compostos com fósforo	1	24	16	18	3	62
Gases: odoríferos, de efeito estufa e aerossóis microbiais	.	.	1	.	.	1
Microrganismos patogênicos	1	8	2	8	.	19
Metais	.	22	6	14	1	43
Agrotóxicos	1	10	3	11	1	26
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	.	.	2	6	.	8
Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais	.	2	7	9	.	18
Compostos sintéticos	.	1	1	.	.	2
Não diz	.	18	3	8	2	31

Nota: O somatório do número de artigos excede 274 devido a utilização de dois ou mais tipos de poluentes tratados em um mesmo estudo.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Os poluentes mais citados foram os compostos nitrogenados, os quais são tratados por meio dos seguintes processos: volatilização do nitrogênio amoniacal, amonificação, nitrificação, desnitrificação, nitrificação e desnitrificação simultâneas, nitrificação – desnitrificação parcial, e a nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia, além dos processos recentemente descobertos, conforme descrito por Dezotti (2011), nitrificação parcial (SHARON – *Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite*), Anammox (*Anaerobic ammonium oxidation*), desamonificação aeróbia/anóxica, OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification*), e CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*).

As publicações avaliadas neste estudo apresentavam compostos nitrogenados como poluentes a serem tratados, sendo alguns destes relatados por: Gersberg et al. (1983), Greenway e Woolley (1999), Kadlec et al. (2005), Kadlec et al. (2010a), Vymazal e Kröpfelová (2011), Kadlec et al. (2011), Abe et al. (2014), Pelissari et al. (2016), Pelissari et al. (2017a) e Zhu et al. (2018). Na Tabela 16 consta as porcentagens significativas de remoções dos compostos nitrogenados, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 16 – Porcentagem de remoção dos compostos nitrogenados de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Gersberg et al. (1983)	WC*	NT	86 a 95
Greenway e Woolley (1999)	WCFS e WCH	NT; e NH ₄	18 a 86; e 8 a 95
Kadlec et al. (2005)	WCFS	NH ₃	15 a 90
Kadlec et al. (2010a)	WCFS	NT	22
Vymazal e Kröpfelová (2011)	WCVD-FS, WCVD e WCH	NH ₄ -N	78,3
Kadlec et al. (2011)	WCH	NO ₂ - N	92
Abe et al. (2014)	WCFS	NT	48,5
Pelissari et al. (2016)	WCVD	NH ₄ - N; NO ₂ - N; e NO ₃ - N	4 a 46; 1 a 9; 5 a 55
Pelissari et al. (2017a)	WCVD	NH ₄ -N	45 a 85
Zhang et al. (2018)	WCVD	NH ₃ ; e N ₂ O	52,17 ± 2,53; e 87,40 ± 3,89

Nota: Nitrogênio total (NT); amônia (NH₄); amônia (NH₄-N); amônio (NH₃); nitrato (NO₃ - N); nitrito (NO₂ - N); e óxido nitroso (N₂O)

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Em relação a matéria orgânica, a mesma é degradada por meio de microrganismos, em especial pelas bactérias que estão aderidas ao material filtrante, raízes e rizomas das macrófitas. Conforme Philippi e Sezerino (2004) e Vymazal (2005), a maior parcela da degradação da matéria orgânica acontece por ação dos microrganismos que dependem de baixas concentrações ou ausência de oxigênio. No início da degradação os polímeros que compõem a matéria orgânica são transformados em monômeros. Em sequência ocorre a fermentação, na qual os principais produtos são ácidos graxos como ácido acético, butírico e láctico, álcool, e gases CO₂ e H₂. Em seguimento, os produtos da fermentação primária são mineralizados para CO₂ e CH₄ ou transformados por meio da fermentação secundária em ácidos graxos voláteis mais simples. Alguns trabalhos que citaram a estabilização desse poluente, foram: Gersberg et al. (1983), Reuter et al. (1992), Ji et al. (2002), Caselles-Osorio e García (2007), Vymazal e Kröpfelová (2011), Li et al. (2014), Ayaz et al. (2015), Pelissari et al. (2016) e Zhou et al. (2018a,b). Na Tabela 17 consta as porcentagens significativas de remoções da matéria orgânica, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 17 – Porcentagem de remoção de matéria orgânica de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Gersberg et al. (1983)	WC*	DBO	46
Reuter et al. (1992)	WC e WN	DBO	44 a 78
Ji et al. (2002)	WCFS	DBO e DQO	89; e 81
Caselles-Osorio e García (2007)	WCH	DQO	73 a 81
Vymazal e Kröpfelová (2011)	WCVD-FS, WCVD e WCH	DBO e DQO	94,5; e 84,4
Li et al. (2014)	WCVD	DQO	90,9
Ayaz et al. (2015)	WCVD e WCH	DBO e DQO	56 e 54
Pelissari et al. (2016)	WCVD	DQO	71 a 96
Zhou et al. (2018a)	WCVD	DQO	49,25 a 68,10
Zhou et al. (2018b)	WCVD	DQO	95 a 97

Nota: demanda bioquímica de oxigênio (DBO); e demanda bioquímica de oxigênio (DQO).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Com relação aos efluentes que contêm fósforo, nos WC apresentam-se na forma orgânica e inorgânica, sendo o ortofosfato sua principal forma, em virtude de ser mais simples e estar facilmente disponível para o metabolismo biológico. A retenção do fósforo nessa ecotecnologia pode acontecer das seguintes formas, filtração por sedimentação, adsorção ao biofilme e assimilação pelas plantas. Alguns dos trabalhos analisados que apresentaram no efluente a ser tratado compostos com fósforo, foram: Gersberg et al. (1983), Reutel et al. (1992), Tilley e Brown (1998), Poach et al. (2007), Kadlec et al. (2010a), Kadlec et al. (2011), Vymazal e Kröpfelová (2011), Abe et al. (2014), Liang et al. (2017) e Sun et al. (2017). Na Tabela 18 consta as porcentagens de remoções significativas dos compostos com fósforo, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 18 – Porcentagem de remoção de fósforo de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Gersberg et al. (1983)	WC*	PT	55
Reutel et al. (1992)	WC e WN	PT	62
Tilley e Brown (1998)	WN	PT	5,6
Poach et al. (2007)	WC*	PT	57 a 70
Kadlec et al. (2010a)	WCFS	PT	6
Vymazal e Kröpfelová (2011)	WCVD-FS, WCVD e WCH	PT	65,4
Kadlec et al. (2011)	WCH	PT	61
Abe et al. (2014)	WCFS	PT	51,3
Liang et al. (2017)	WCVD e WCH	PT	93,8
Sun et al. (2017)	WC*	PT	0,05 a 0,5

Nota: fósforo total (PT).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Nos WC os efluentes que contêm metais pesados são tratados no maciço filtrante, no qual ficam retidos ao longo dos períodos de infiltração e percolação quando há abundância de matéria orgânica e pH maior que 7. A retenção dos metais acontece por meio da adsorção e pela troca iônica, porém, a remoção ocorre através da precipitação no sistema de forma significativa. A eficiência de remoção desses elementos é influenciada pela declividade do sistema, a taxa de aplicação superficial e o período, conforme Paganini (1997) e Valentim (2003). Em termos de tratamento de metais, alguns artigos analisados abordaram isto, sendo eles: Reuter et al. (1992), Owen e Otton (1995), Olivie-lauquet et al. (2001), Shardendu et al. (2003), Yang et al. (2006), Galletti et al. (2010), Gill et al. (2014), Van Groos et al. (2016), Gill et al. (2017) e Marrugo-Negrete et al. (2017). Na Tabela 19 consta as porcentagens de remoções significativas de metais, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 19 – Porcentagem de remoção de metais pesados de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Reuter et al. (1992)	WC e WN	FT	94
Owen e Otton (1995)	WN	Urânio	0,6
Olivie-lauquet et al. (2001)	WN	FT; e MnT	11; e 40
Shardendu et al. (2003)	WCH	SE	54
Yang et al. (2006)	WC*	Cd; Pb; e Zn	94,00; 99,04; e 97,30
Galletti et al. (2010)	WCH	Cu; Ni; e Zn	9; 35; e 25
Gill et al. (2014)	WCFS	Cd; Cu; Pb; e Zn	95; 88; 86; e 95
Van Groos et al. (2016)	WCH	Fe	65 a 93
Gill et al. (2017)	WCFS	Cd; Cu; Pb; e Zn	5; 60; 31; e 86
Marrugo-Negrete et al. (2017)	WCH	Hg	90

Nota: cádmio (Cd); chumbo (Pb); ferro total (FT); manganês (MnT); mercúrio (Hg); selênio (Se); e zinco (Zn).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

A respeito dos sólidos, estes são removidos do WC de acordo com a faixa de tamanho deles. Os sólidos em suspensão que estão presentes nos WC e que não foram removidos nos sistemas primários, serão retidos por meio da filtração e sedimentação. No caso dos sólidos presentes no estado coloidal, são removidos por meio da sedimentação, porém é necessário que ocorra anteriormente os processos de coagulação e floculação. Em relação aos flocos que possuem baixas velocidades de sedimentação, podem ser separados em filtros de areia. Por isso, em geral aplica-se o tratamento primário (exemplo tanque séptico) e em sequência o sistema de WC. Alguns artigos que abordaram o tratamento de sólidos, foram: Gersberg et al. (1983), Reuter et al. (1992), Neralla et al. (2000), Aslam et al. (2007), Kadlec et al. (2010a), Hijosa-Valsero et al. (2010), Kadlec et al. (2011), Mayanard et al. (2012), Pelissari et al. (2016) e Jácome et al. (2016). Na Tabela 20 consta as porcentagens de remoções significativas de sólidos, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 20 – Porcentagem de remoção de sólidos de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Gersberg et al. (1983)	WC*	SST	46
Reuter et al. (1992)	WC e WN	SST	30 a 72
Neralla et al. (2000)	WCH	SST e SSV	88; e 83
Aslam et al. (2007)	WCVD	SST	39 a 73
Kadlec et al. (2010a)	WCFS	ST	15
Hijosa-Valsero et al. (2010)	WCH	SST	75
Kadlec et al. (2011)	WCH	SST	10
Mayanard et al. (2012)	WN	SST	14 a 27
Pelissari et al. (2016)	WCVD	SST	62 a 99
Jácome et al. (2016)	WCH	SST	81

Nota: sólidos suspensos voláteis (SSV); sólidos suspensos totais (SST); e sólidos totais (ST).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Em razão do grande emprego de agrotóxicos mundialmente, cabe salientar a necessidade de estudos ecotoxicológicos que possibilitam avaliar o grau de contaminação ambiental de regiões por esses compostos e a aplicação da tecnologia de *wetlands* para tratamento de águas e efluente contaminados. Alguns estudos avaliados que trataram efluentes com agrotóxicos, foram: Inaba (1992), Steevens et al. (1998), Cheng et al. (2002), Matamoros et al. (2007), Agudelo et al. (2010), Yang et al. (2011), Lizotte Jr. et al. (2012), Imfeld et al. (2013), Elsayed et al. (2014) e Lv et al. (2016). Na Tabela 21 consta as porcentagens de remoções significativas de agrotóxicos, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 21 – Porcentagem de remoção de agrotóxicos de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Inaba (1992)	WC*	LAS	50
Steevens et al. (1998)	WC*	Orgonoclorato; organofosfato; e PCB	50
Cheng et al. (2002)	WCVD	Ácido 4-cloro-2-metilfenoxiacético	36
Matamoros et al. (2007)	WCFS	Grupo 1: lindano, pentaclorofenol, endosulfan e pentaclorobenzeno; Grupo 2: alacloro e clorpirifos; Grupo 3: mecoprop e simazina	Grupo 1: 90; Grupo 2: 80 a 90; e Grupo 3: 20
Agudelo et al. (2010)	WCH	Clorpirifós	96,8
Yang et al. (2011)	WCH	compostos fenólicos	91,6
Lizotte Jr. Et al. (2012)	WN	S-metolacloro; e atrazina	34,6; e 22,7
Imfeld et al. (2013)	WC*	glifosato; e AMPA	75 a 99
Elsayed et al. (2014)	WCH	S-metolachlor	93 a 97
Lv et al. (2016)	WC*	tebuconazol; e imazalil	25 a 41; 46 a 96

Nota: ácido aminometilfosfônico (AMPA); alquilbenzenosulfonatos (LAS); e Bifenilpoliclorado (PCB).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Por meio de uma combinação de fatores a remoção dos microrganismos patogênicos em WC acontece mediante alguns processos, sendo eles: físicos – filtração, sedimentação, adsorção e aprisionamento; químicos – oxidação, absorção pela matéria orgânica e exposição às substâncias alopáticas, as quais são excretadas por algumas espécies vegetais; e biológicas – ataque de bactérias e vírus, predação por protozoários, nematoides e zooplanctons, e a morte natural. Em alguns trabalhos analisados, apresentaram o tratamento desses microrganismos, sendo eles: Ansola et al. (1995a), Ansola et al. (2003), Cameron et al. (2003), Keffala e Ghrabi (2005), Zurita et al. (2009), Kadlec et al. (2010a), Yates et al. (2012), Hamaamin et al. (2014), Saumya et al. (2015) e Lin et al. (2015). Na Tabela 22 consta as porcentagens de remoções significativas dos microrganismos patogênico, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 22 – Porcentagem de remoção de microrganismos patogênicos de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Ansola et al. (1995a)	WN	CT; e CF	90
Ansola et al. (2003)	WCFS e WCH	CF e SF	99,9
Cameron et al. (2003)	WCFS	CT; e EC	52; e 58
Keffala e Ghrabi (2005)	WCH e WCVD	CT; CF; e EC	90
Zurita et al. (2009)	WCH e WCVD	CT	96,9
Kadlec et al. (2010a)	WCFS	CF	98
Yates et al. (2012)	WN	CT; e EC	99
Hamaamin et al. (2014)	WCFS	EC	9,1 a 34,1
Saumya et al. (2015)	WCFS	CF	12,5
Lin et al. (2015)	WCH	CT	100

Nota: coliformes fecais (CF); coliformes totais (CT); escherichia coli (EC); e streptococcus fecais (SF).

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Os produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais fármacos (PPCPs) podem atingir as redes de coleta de esgoto por meio do lançamento de águas cinzas (provindas dos chuveiros, lavatórios e lavanderias), águas negras (excretas de indivíduos, nas quais pode haver medicamentos de uso oral e hormônios naturais) e descarte de medicamentos não utilizados ou com prazos de validade expirados nas instalações sanitárias. Em WC, o estudo da remoção de PPCPs vêm ganhando destaque, como exemplos têm-se os trabalhos realizados por Song et al. (2009), Hijosa-Valsero et al. (2011), Zhang et al. (2012), Dan et al. (2013), Liu et al. (2013), Ávila et al. (2014), Berglund et al. (2014), Hijosa-Valsero et al. (2016), Zhang et al. (2017a) e Hakk et al. (2018). Na Tabela 23 consta as porcentagens de remoções significativas dos PPCPs, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 23 – Porcentagem de remoção dos produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais fármacos de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Song et al. (2009)	WCVD	estrona; 17 beta-estradiol; e 17 alfa-etinilestradiol	67,8 ± 28,0; 84,0 ± 15,4; e 75,3 ± 17,6
Hijosa-Valsero et al. (2011)	WCH	doxiciclina; sulfametoxazol; trimetoprim;	61 ± 38; 59 ± 30 a 87 ± 41; e 65 ± 21 a 96 ± 29
Zhang et al. (2012)	WCH	Grupo 1: cetoprofeno; e ácido salicílico; grupo 2: naproxeno; ibuprofeno; e cafeína; e Grupo 3: carbamazepina; diclofenaco; e ácido clofíbrico	Grupo 1: 85; Grupo 2: 50 a 85; e Grupo 3: 50
Dan et al. (2013)	WCVD, WCVA, WCFS e WCH	P1: sulfadiazina; P2: sulfapiridina; P3: sulfametoxazol; P4: trimetoprim; e P5: sulfametazina	P1: 52 a 78 e 13 a 67; 72 a 76 e 43 a 67; P2: 75 a 88 e 80 a 92; P3: 58 a 69; P4: 57 a 95 e 35 a 97; e P5: 0,4 a 29 e 2 a 33
Liu et al. (2013)	WN	ciprofloxacina; oxitetraciclina; e sulfametazina	68 a 95
Ávila et al. (2014)	WCH	DCF	85 ± 17 e 74 ± 15
Berglund et al. (2014)	WCFS	Grupo 1: CLA; e Grupo 2: NOR; CIP; DOX; e AZI.	Grupo 1: 59; Grupo 2: 75
Hijosa-Valsero et al. (2016)	WCFS e WCH	Maioria dos PPCPs, com exceção dos compostos recalcitrantes, ou seja, KET, DCF e CAR	> 60
Zhang et al. (2017a)	WCVA	TC e SMX	98
Hakk et al. (2018)	WC*	hormônio esteróide estrona	95

Nota: Azitromicina (AZI); Carbamazepina (CAR); Cetoprofeno (KET); Ciprofloxacina (CIP); Claritromicina (CLA); Diclofenaco (DCF); Doxiciclina (DOX); Norfloxacina (NOR); sulfametoxazol (SMX); e tetraciclina (TC).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha.
Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) são compostos mutagênicos e carcinogênicos aos humanos e animais, os quais são introduzidos no ambiente em grandes quantidades, em virtude das atividades relacionadas à extração, transporte, refino, transformação e utilização do petróleo e de seus derivados. Nesse trabalho, alguns estudos avaliados trataram os HAPs, sendo eles: Machate et al. (1997), Giraud et al. (2001), Terzakis et al. (2008), e Wang et al. (2012). Na Tabela 24 consta as porcentagens de remoções significativas dos HAPs, a modalidade de *wetlands* empregado e a referência.

Tabela 24 – Porcentagem de remoção dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos de acordo com a modalidade de *wetlands* empregado.

Referência	Modalidade	Composto	Remoção (%)
Machate et al. (1997)	WCVD	fenantreno	99,9
Giraud et al. (2001)	WC*	AC e FLU	> 70
Terzakis et al. (2008)	WCFS e WCH	NAP; ACL; ACE; FL; PHE; antraceno; PIR; CHR; BAA; DBA; FLU; BAP; BBF; BKF; BGP; e IND	59
Wang et al. (2012)	WN	NAP; ACE; ACL; FL; PHE; AC; FLU; PIR; BAA; CHR; BBF; BKF; BAP; IPN; DBA; e PB	80

Nota: acenafteno (ACE); acenaftileno (ACL); antraceno (AC); antraceno; pireno (PIR); benzo(b)fluoranteno (BBF); benzo(ghi)perileno (BGP); benzo(k)fluoranteno (BKF); benzo(a)antraceno (BAA); benzo(a)pireno (BAP); benzo(ghi)perileno (PB); criseno (CHR); dibenzo(Az)antraceno (DBA); fenantreno (PHE); fluoranteno (FLU); fluoreno (FL); indeno(1,2,3-cd)pireno (IND); naftaleno (NAP); e pireno (PIR).

*Estudos que não continham a especificidade da modalidade de WC empregado, estão especificados nesta linha. Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

4.4 DESEMPENHO DO TRATAMENTO DE *WETLANDS*

A ecotecnologia de tratamento de águas e efluentes denominada *wetlands*, sendo na forma natural (WN) ou construída (WC), é precipuamente composta por macrófitas aquáticas, substratos ou material filtrante (solo, areia, cascalho, entre outros) e microrganismos. Nesse sistema emprega-se diferentes mecanismos físicos, químicos e biológicos, com intuito de realizar um tratamento eficiente. Em virtude das limitações dos WN e da depuração mais eficaz das águas residuárias pelos elementos atuantes no WC, intensificou-se os estudos empregando a forma construída dos *wetlands*. Nesse item, destacam-se alguns parâmetros de dimensionamento de *wetlands*, e valores de concentração e carga aplicada de DQO, DBO e NT, apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados.

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Bartlett e Klemas (1980)
Bosserman e Ragade (1982)
Gersberg et al. (1983)	65	168
Gersberg et al. (1986)	65	47
Roulet e Woo (1986)	150000	3300 ± 1400 (argila); 300 ± 300 (turfa)	27 a 30
Bowmer (1987)	100	.	11
Brodrick et al. (1988)
Brix (1990)	940	9,5 ± 2,1	3,7 ± 0,9	1,6 ± 0,3
Busnardo et al. (1992)	2	49,2
Buttle e Sami (1992)	.	2 a 4
Inaba (1992)	474
Reuter et al. (1992)	660
Rodgers e Dunn (1992)
Sinicrope et al. (1992)
Bernadez et al. (1993)	5,9E+09
Morrissey et al. (1993)
Dorge (1994)	3 WN: 1) 1600; 2) 852; e 3) 3866
Emmett et al. (1994)	24000	.	930000	0,015
Thibault e Zipperer (1994)	3120000

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Albanis et al. (1995a)	4,4E ⁺⁰⁹
Albanis et al. (1995b)	WN2 = 8000000000 e WN2 = 19000000000	.	WN1 = 19.4 e WN2 = 61
Ansola et al. (1995)	15 WC: 1,1 (cada)	118	0,15	67 a 254	.	.	9,14 a 34,64	2,454 a 5,181	.
Buchberger e Shaw (1995)	C1 = 7480, C2 = 13120, C3 = 17000 e C4 = 17000	.	C1 = 500, C2 = 501, C3 = 512, e C4 = 521
Husin et al. (1995)	36
Konyha et al. (1995)	200000	4230 ± 130	172800 a 492480
Owen e Otton (1995)
Reinelt e Horner (1995)	B3I = 2200 e PC12 = 3800	.	B3I = 3629 a 64800; e PC12 = 1814 a 19008
Albanis et al. (1996)	6,9E+07
SoboleWCFSki (1996)	WC1: 300; e WC2: 75
Vrhovsek et al. (1996)	156	.	5	3674	962	.	117,7564103	30,8333	.
Machate et al. (1997)	5,8	1,6 a 2,6
Raisin et al. (1997)	450	.	500 a 2800	.	.	1,3 a 1,7	.	.	1,44 a 10,58
Rosenberry e Winter (1997)

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Dombeck et al. (1998)	89000	63,6	3785
Gschlöbl et al. (1998)	84	140	12	Buchenhüll = 59,64 a 183,96; e Haunsfeld = 120 a 224,8	.	.	Buchenhüll = 8,52 a 26,28; e Haunsfeld = 24 a 44,96	.	.
Hoai et al. (1998)	2400	25920000	60480
Ingersoll e Baker (1998)	0,03	50 a 200
Mitsch e Wise (1998)	3869	46	164 ± 27
Sawhill e Feruson (1998)	.	3,63	359
Steevens et al. (1998)	H4 = 900; H6 = 1500; H15 = 2800; L16 = 5300; L24 = 1100; e L25 = 1100
Tanner et al. (1998)	19	L1 = 21,4 ± 16,4; L2 = 26,1 ± 1,2; L3 = 46,0 ± 3,7; e L4 = 71,7 ± 2,8
Tilley e Brown (1998)	3,5E+09	0,26 a 3,22	0,8	.
Greenway e Woolley (1999)	18 a 250	26 a 39
Kern e Idler (1999)	WCH = 64; e WCVD = 70	.	.	WCH = 0,05 a 0,12; e WCVD = 0,10 a 0,16	.	WCH = 0,04 a 0,07; e WCVD = 0,01 a 0,02	.	.	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Nairn e Mitsch (1999)	10000	.	1403 a 1550
Raisin et al. (1999)	22000
Sistani et al. (1999)	112
Gillespie et al. (2000)	186
Huang et al. (2000)	0,374	48,3 ± 11,1; e 54,8 ± 8,5	.	.	.
Lau e Chu (2000)	3810000
Moore et al. (2000)	.	.	1,5E-07
Neralla et al. (2000)	College Station = 23; Bryan = 38; D'Hanis = 33; Stephenville = 33; Houston = 33; Tomball = 33; Dublin = 33; e Weslaco = 23	.	College Station = 0,57; Bryan = 1,14; D'Hanis = 0,85; Stephenville = 0,57; Houston = 0,85; Tomball = 0,85; Dublin = 0,57; e Weslaco = 0,57	College Station = 35,88 a 74,06; Bryan = 50,16 a 177,08; D'Hanis = 30,03 a 137,94; Stephenville = 77,88 a 120,12; Houston = 26,07 a 64,02; Tomball = 43,89 a 68,97; Dublin = 88,11 a 126,06; e Weslaco = 31,05 a 106,95	.	7,82 a 33,58; e 9,88 a 63,08	College Station = 0,89 a 1,83; Bryan = 1,50 a 5,31; D'Hanis = 0,77 a 3,55; Stephenville = 1,35 a 2,08; Houston = 0,67 a 1,65; Tomball = 1,13 a 1,78; Dublin = 1,52 a 2,18; e Weslaco = 0,77 a 2,65	.	0,19 a 0,83; 0,30 a 1,89

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Gerke et al. (2001)	90000	41	3710	.	50	24,26	.	2,06	1
Giraud et al. (2001)	1,2	.	0,12
Goulet e Pick (2001)	31300	.	4500 a 45000
Jing et al. (2001)	WCH = 4,1; e WCFS = 7,5	.	.	WCH = 9,72 a 51,00; WCFS = 14,18 a 51,00
Olivie-lauquet et al. (2001)	4900000
Pant et al. (2001)	WCH7, WCH8 e WCH9 = 25 (cada); e WCH15 e WCH16 = 1 (cada)
Schulz et al. (2001)	4824	2	2592
Silyn-roberts e Lewis (2001)	24
Stern et al. (2001)	SS = 1318,8; EM = 962; e SS/EM = 634

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Arheimer e Wittgren (2002)	Böslid = 4000, Möllegard = 10000, L. Tjärby = 1000, S. Tjärby = 3000, Rabytrop = 8000, Karpalund = 30000, Fastmarup = 4000 e Ormastorp S = 5000.	160	Böslid = 3960, Möllegard = 23877, L. Tjärby = 1670, S. Tjärby = 1402, Rabytrop = 2417, Karpalund = 7699, Fastmarup = 27326 e Ormastorp S = 1860.	.	.	Böslid = 8,7; Möllegard = 5,5; L. Tjärby = 15,1; S. Tjärby = 17,1; Rabytrop = 8,3; Karpalund = 4,6; Fastmarup = 7,8 e Ormastorp S = 7,5.	.	.	Böslid = 8,61; Möllegard = 13,13; L. Tjärby = 25,22; S. Tjärby = 7,99; Rabytrop = 2,51; Karpalund = 1,18; Fastmarup = 53,29 e Ormastorp S = 2,79.
Braskerud (2002a)	350 a 900	0,02 a 1,92
Braskerud (2002b)	350 a 900
Cheng et al. (2002)	1
Coveney et al (2002)	WC1 = 730000 e WC2 = 1400000	17,81 a 178,08, alterado para 95,89 a 123,29	12960 a 129600	.	.	2,70 a 51,85	.	.	0,48

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Ji et al. (2002)	900	.	WCFS1 = 30 e WCFS2 = 18	WCFS1 = 117 a 153; WCFS2 = 70,20 a 91,80	WCFS1 = 61,2 a 64,8; WCFS2 = 2,7 a 4,5	.	WCFS1 = 3,9 a 5,1; WCFS2 = 1,40 a 1,84	WCFS1 = 2,04 a 2,16; WCFS2 = 0,05 a 0,09	.
King et al. 2002	1,47	.	0,43
Lin et al. (2002)	0,24	168 a 200	.	PH e CO = 12,40 a 26,40; PE = 25,00 a 77,00; IP = 91,56 a 155,00; PI = 102,00 a 196,00; CC = 231,00 a 311,00; e OC = 13,00 a 27,00
Prior e Johnes (2002)	4200	0,56	0,79	.	.	10,44	.	.	0,001963714
Ansola et al. (2003)	PROJ. EXP.L: série 1 (bacia 1 = 1,1) e série 2 (bacia 1 = 1,1); PROJ. PIL. EM ESCALA REAL: bacia 1 = 230, bacia 2 = 210, bacia 3 = 37,5 e bacia 4 = 365,5	53	185	PROJ. EXP.: 65,96; PROJ. PIL.: bacia 1 = 6295,10; bacia 2 = 44100; bacia 3 = 1124,25 e bacia 4 = 6293,91	PROJ. EXP.L: 33,18 ; PROJ. PIL: 154,80	.	PROJ. EXP.: 11093,30; PROJ. PIL.: bacia 1 = 5063,37; bacia 2 = 38850; bacia 3 = 5546,30 e bacia 4 = 3185,70	.	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Cameron et al. (2003)	WCFS1 = 3120 e bacia aerada = 3120, WCFS2 = 1560 e filtro vegetado = 1280	.	58	.	WCFS1 = 3,12 e bacia aerada = 3,12; WCFS2 = 3,12 e filtro vegetado = 2,56	WCFS1 = 3,12 e bacia aerada = 3,12; WCFS2 = 3,12 e filtro vegetado = 2,56	.	WCFS1 = 0,058 e bacia aerada = 0,058; WCFS2 = 0,1160 e filtro vegetado = 0,1160	WCFS1 = 0,058 e bacia aerada = 0,058; WCFS2 = 0,1160 e filtro vegetado = 0,1160
Hench et al. (2003)	.	.	0,019	.	126,9 a 150,1
Hess et al. (2003)
Poach et al. (2003)	120,6	2
Runes et al. (2003)	120	.	baixo: <360, médio: 360 a 720 e alto = > 720
Shardendu et al. (2003)	4,55
Whitney et al. (2003)	81,2	.	2,27	99 e 130	.	.	2,77 a 3,63	.	.
Batty e Younger (2004)
Collins et al. (2004)	WCA = 0,73; WCB = 0,73; e WCC = 0,73	.	0,03
Fink e Migsch (2004)	10000	18	17,9 ± 10,3

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Fraser et al. (2004)	400	2,4	.	.	.
Jing e Lin (2004)	1	WCFS = 0,06 e WCH = 0,04
Kohler et al. (2004)	WC1 = 3400; WC2 = 3700; e WC3 = 12400	.	44,93 a 466,56
Thorén et al. (2004)	180000	.	17280 a 51840	53,4	.	0,03 a 0,10	185,42 a 556,25	.	0,33
Bastviken et al. (2005)	1000	8 a 13
Dunne et al. (2005)	4265	5,1 ± 2,9 a 8,8 ± 2,3	3,6 a 18,5	2806 ± 120	.
Harmon et al. (2005)
Huang et al. (2005)	54 a 56
Kadlec et al. (2005)	18	32	M1 = 383; D1 = 2240; D2 = 438; D2A = 272	.	M1 = 199,8; D1 = 137,5; D2 = 42,2; D2A = 54,4
Keffala e Ghrabi (2005)	WVCD = 0,6 e WCH = 1,2	.	0,15	84 a 168	.	.	21	.	.
Chen et al. (2006)	4	.	0,4	170	80	.	17	8	.
Hadad et al. (2006)	18	.	1	271	127	.	15,06	7,06	.
Maine et al. (2006)	18	.	1	204	41	.	11,33	2,28	.
Ouellet-Plamondon et al. (2006)	1
Prochaska e Zouboulis (2006)	0,24

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Rose et al. (2006)	WC1 = 100; e WC2 = 200
Yang et al. (2006)	87500	.	29800
Aslam et al. (2007)	1,72	100	.	165 a 347	109 a 197
Caselles-Osorio e García (2007)	0,77	1 ^a e 2 ^a fase: 26 e 3 ^a fase: 39	1 ^a e 2 ^a fase: 0,02 e 3 ^a fase: 0,03	1 ^a fase: 284,90; 2 ^a fase: 327,25; e 3 ^a fase: 256,67	.	.	1 ^a fase: 7,4; 2 ^a fase: 8,5 e 3 ^a fase: 10	.	.
García et al. (2007)	55	36	.	0	0	0	7,6 a 15,1	5,4 a 10,8	.
Ji et al. (2007)	1688	.	WCFS1 = 18,8 e WCFS2 = 37,5	0	0	0	WCFS1 = 13,3 e WCFS2 = 26,7	.	.
Maine et al. (2007)	2000	.	100	276 ± 160	136 ± 108	.	116 a 436	28 a 244	.
Matamoros et al. (2007)	55	36	.	283 ± 37	.	.	.	6,8	.
Nivala et al. (2007)	93	4	0,4	sem aeração: 85 a 308; e com aeração: 41 a 177	sem aeração: 525 a 1108; e com aeração: 628 a 873	.	sem aeração: 0,37 a 1,32; e com aeração: 0,18 a 0,76	sem aeração: 2,26 a 4,77; e com aeração: 2,70 a 3,75	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Poach et al. (2007)	220	.	W1 = 8,5; W2 = 9,7; W3 = 9,0; e W3 = 8,3	445 ± 70	.	66 ± 13	W1 = 14,49 a 19,90; W2 = 16,53 a 22,71; W3 = 15,34 a 21,07; e W4 = 14,15 a 19,43	.	W1 = 2,05 a 3,05; W2 = 2,34 a 3,48; W3 = 2,34 a 3,48; e W4 = 2,00 a 2,98
Prochaska et al. (2007)	0,24	.	0,015	458	.	49	28,63	.	3,06
Sovik e Klove (2007)	FB = 550 (total), WCFS1 = 1000, WCFS2 = 1400 e WCFS3 = 1100	.	Verão: 410 a 350; Outono: 630 a 700	.	.	WCFS1 = 31 a 53; WCFS2 = 28 a 53,2; e WCFS3 = 33 a 55	.	.	.
Sun e Austin (2007)	0,001	.	0,0014	1º Período: 691 ± 69; e 2º período: 635 ± 81	1º Período: 23 ± 5	1º Período: 497 ± 50; e 2º período: 485 ± 27	1º Período: 871 a 1064; e 2º período: 776 a 1002	1º Período: 25 a 39	1º Período: 626 a 738; e 2º período: 641 a 717
Vohla et al. (2007)	156	1,404	.	.	.
Araña et al. (2008)	0,074	.	8,4	140	39	.	15891,89	4427,03	.
Braeckvelt et al. (2008)	6	.	0,113
Chung et al. (2008)	0,3
García et al. (2008)	WCH = 1,1 (cada) e WCFS = 3,3 (total)	.	.	WCH = 75,00 e WCFS = 75,01

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Lesley et al. (2008)	300	.	1728
Lin et al. (2008)	0,09
Low et al. (2008)	0,12	16
Molle et al. (2008)	WCVD = não diz e WCH = 66 (cada)	.	WCVD = 0,38 a 0,51 e WCH = 0,10	13,86	.	1	WCVD = 167 a 190 e WCH = 14,20	.	1
Reinoso et al. (2008)	WCFS = 44 e WCH = 585	2,7 a 710	20,04	WCFS = 41,94; e WCH = 62,47	.	.	WCFS = 19,1; e WCH = 2,14	.	.
Ronkanen e Klove (2008)	Kompsasuo = 22000; Puutiosuo = 60000; e Mellanaava = 54000	Kompsasuo = 14, Puutiosuo = 17 e Mellanaava = 21	Kompsasuo = 440, Puutiosuo = 1240 e Mellanaava = 1140	.	.	Kompsasuo = 2,70; Puutiosuo = 1,89; e Mellanaava = 37,90	.	.	Kompsasuo = 0,054; Puutiosuo = 0,039; e Mellanaava = 0,8
Sohsalam e Sirianuntapiboon (2008)	1,2	.	.	57934,8	.	1359,6	.	61,2 a 121,3	.
Terzakis et al. (2008)	FWCFS = 33 e SSF = 32	.	FWCFS12 e SSF12 = 12,6; e FWCFS24 e SSF24 = 6,3	101	.	4,3	FWCFS12 = 38,56; SSF12 = 39,77; FWCFS24 = 19,28; e SSF24 = 19,88	.	FWCFS12 = 1,64; SSF12 = 1,69; FWCFS24 = 0,82; e SSF24 = 0,85
Tweel e Bohlen (2008)	100 a 419000

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Bastviken et al. (2009)	22	130 e 390	2,88 a 8,64	.	.	11	.	.	1,44 a 4,32
Beutel et al. (2009)	WNorte = 7950; WCFSul = 6960	100	0,017	.	.	116912; WCFSul = 102353	.	.	0,25
Cui et al. (2009)	0,88
Gholikandi et al. (2009)	75	.	900	.	0,9	.	.	10,8	.
Kong et al. (2009)	1,4	0,917 ± 0,217	.	0,177 ± 0,037
Maine et al. (2009)	2000	.	100	212	71	.	10,6	3,53	.
Maltais-Landry et al. (2009)	1	.	3 ± 2
Nyquist e Greger (2009)	22	.	0,71
Park et al. (2009)	.	.	1800
Sánchez-Chardi et al. (2009)	5400	.	5472
Song et al. (2009)	0,15	.	8100	2,41E-05	1,3	12,7	1,3	70200	685800
Tunçsiper (2009)	WCH = 5,3 e WCVD = 5,3	.	.	343,02	200,02
Zurita et al. (2009)	WCH = 3,3 e WCVD = 3,3	.	0,13	5460,23 a	2533,38 a	.	247,5 ± 32,4	115,5 ± 15,7	.
Agudelo et al. (2010)	0,6	.	0,00662

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Ávila et al. (2010)	B1 e B2 = 0,65; e B3 = 1,65	28	0,084	B1 = 90 ± 23; B2 = 98 ± 14; e B3 = 47 ± 7	4,7 ± 1,5	.	B1 = 8,66 a 14,60; B2 = 10,86 a 14,47; e B3 = 2,04 a 2,75	B1 e B2 = 0,41 a 0,80; e B3 = 0,16 a 0,32	.
Conkle et al. (2010)	5,5	.	0,144
Cui et al. (2010)	0,32	70,14 e 210	.	Primeiro ano: 65,92 a 194,56; Segundo ano: 57,28 a 170,56	Primeiro ano: 34,88 a 113,92; Segundo ano: 41,92 a 138,88	25,80 a 211,20	.	.	.
Galletti et al. (2010)	WCH1 = 28 e WCH2 = 30	.	8	WCH1 = 45,08 e WCH2 = 32,10	WCH1 = 17,92 e WCH2 = 18	.	WCH1 = 12,88 e WCH2 = 8,56	WCH1 = 5,12 e WCH2 = 4,80	.
Hijosa-Valsero et al. (2010)	1	50	0,05	62 a 506	48 a 210	.	3,1 a 25,3	2,4 a 10,5	.
Kadlec et al. (2010a)	WTU1 = 195000; WTU2 = 87000; e WTU3 = 88000	130	57000	60,7	36,8	5,05	WTU1 = 17,74; WTU2 = 39,77; e WTU3 = 39,32	WTU1 = 10,76; WTU2 = 24,11; e WTU3 = 23,84	WTU1 = 1,48; WTU2 = 3,31; e WTU3 = 3,27

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Kadlec et al. (2010b)	Imperial = 47176; e Brawley = 18218	Imperial = 300; e Brawley = 110	Imperial = 13000 a 21000; e Brawley = 1900 a 2600	.	Imperial = 12,0; e Brawley = 12,4	Imperial = 6,66; e Brawley = 7,90	.	Imperial = 3,31 a 5,34; e Brawley = 11,29 a 1,77	Imperial = 1,84 a 2,96; e Brawley = 0,82 a 1,13
Malecki-Brown et al. (2010)	1,86	198	0,37
Matheson e Sukias (2010)	260	11,4	.	.	.
Mothes et al. (2010)	5,5	.	0,144
O'lunaigh et al. (2010)	WCFS1 = 15,08 e WCFS2 = 4	WCFSH1 = 0,33 e WCFSH2 = 0,14	WCH1 = 21,8 e WCH2 = 34,2	WCFS1 = 18,08 e WCFS2 = 96,50	.	WCFS1 = 3,71 e WCFS2 = 46,40	WCFS1 = 5,36 e WCFS2 = 396,72	.	WCFS1 = 26,14 e WCFS2 = 825,08
Pangala et al. (2010)	15
Budd et al. (2011)
Bustamante et al. (2011)	0,24	9,07	0,001	240	.	264	1	.	1,1
García-Lledó et al. (2011)	64802	.	818 a 10577
Hijosa-Valsero et al. (2011)	1,04	50	0,05	3016 a 5345,6	1684,8 a 2433,6	.	145 a 257	81 a 117	.
Kadlec et al. (2011)	Piloto: 7200; WC: 1020000	.	Piloto: 60 a 76; WC: 48000
Locke et al. (2011)	5400

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Maillard et al. (2011)	319
Ouyang et al. (2011)	0,14
Pedescoll et al. (2011)	W1: 1,3; W2: 1,3; e W3: 2,95	.	W1: 64,5; W2: 64,5; e W3: 28,5	0,1028 a 1,2939	0,0645 a 0,6418	.	8,8 ± 3,7	4,7 ± 1,5	.
Rahmana et al. (2011)	0,15	33,3	0,005
Reyes-Contreras (2011)	75	.	18 a 20	88,24 a 153,75	66,18 a 180	.	20 a 41	15 a 48	.
Vymazal e Kröpfelová (2011)	WCVD-F: 2,5; WCVD: 1,5; WCH: 6	472	245	.
Williams e Nelson (2011)	12000	.	1890
Yang et al. (2011)	6950000	4	59754	5047,86	.	.	43,4	.	.
Zhang et al. (2011)	2,1	.	60	0,931	0,483	0,0945	26,6	13,8	2,7
Abou-Elela et al. (2012)	WCH = 654,5 e WCVD = 457,65	.	20	WCH = 29,45 e WCVD = 11,90	0,483	.	WCH = 7,15 e WCVD = 10,23	.	.
Bialowiec et al. (2012)	0,04	.	0,24
Chen et al. (2012)	6	.	0,005
Dunne et al. (2012)	.	82	A = 49,3 ± 17,21, B = 86,0 ± 6,08 e C = 101,3 ± 46,11	.	A = 388,3 ± 0,65, B = 37,8 ± 2,07 e C = 50,6 ± 7,03
Lizotte et al. (2012)	.	.	0,09	.	.	3,21	.	.	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Matamoros e Salvadó (2012)	W1, W2 e W3 = 8000; W4 = 45000	.	2300 a 6400
Maynard et al. (2012)	20000	.	9720	.	.	4,88 a 9,12	.	.	2,37 a 4,43
Reyes-Contreras et al. (2012)	1	50	0,05	.	60	.	.	3	.
Saeed e Sun (2012)	A1 e A2 = 0,02; B1 e B2 = 0,45 WCVD1 = 0,65;	566 a 5660	9840 a 19680	2154 a 4307	.
Saeed et al. (2012)	WCFS = 1,33; e WCVD = 0,65	60	678	249	.
Sun et al. (2012)	0,04	.	0,02	0,09 ± 0,03
Wang et al. (2012)	2,1E+08
Yates et al. (2012)	Arv. = 78000, BL = 60, CI = 50000, CH = 100000, RB = 66 e WC = 82	.	Arv. = 235, BL = 167, CI = 36, CH = 96, RB = 66 e WC = 82	Arv. = 63.2 a 334, BL = 366 a 2920, CI = 99,4 a 569, CH = 147 a 738, RB = 174 a 653 e WC = 95,8 a 199	Arv. = 33 a 193, BL = 246 a 962, CI = 70 a 379, CH = 33 a 649, RB = 164 a 1020 e WC = 14 a 271	.	Arv. = 0,19 a 1,01; BL = 1018,70 a 8127,30; CI = 0,07 a 0,41; CH = 0,14 a 0,71; RB = 174 a 653; e WC = 95,80 a 199,00	Arv. = 0,10 a 0,58; BL = 684,70 a 2677,60; CI = 0,05 a 0,27; CH = 0,03 a 0,62; RB = 164 a 1020; e WC = 14 a 271	.
Zarate et al. (2012)	2116	.	2,968
Zhang et al. (2012)	0,72	.	19,28 e 56	300	.	.	7916,67 a 23333,33	.	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Arroyo et al. (2013)	0,34	.	0,03
Comino et al. (2013)	WCVD = 1,98 e WCH = 0,99	WCVD = 0,0253 e WCH = 0,005	primeiro exp. = 0,05 e segundo exp. = 0,2	.	.	.	40	20	.
Dan et al. (2013)	0,48	125,250 e 500	.	Verão = 0,17 a 0,35 e inverno = 0,14 a 0,22
Fan et al. (2013)	0,47	.	2,16	106,68 a 119,08	.	43,98 a 45,48	490,27 a 547,26	.	9,57 a 9,90
Fu et al. (2013)	1562	1000	.	112,16 ± 25,64	.	27,52 ± 7,33	.	.	.
Huang et al. (2013)	3	250 a 350	.	120 a 300	100 a 120	45 a 80	.	.	.
Imfeld et al. (2013)	319
Kearney et al. (2013)	W1 = 470000; e W1 = 90000	.	0,0001 a 0,0152
Krone-davis et al. (2013)	1820	566 a 5660	115	15578,7 0 a 311457, 39	34089,3 9 a 68163,0 0	.	9840 a 19680	2154 a 4307	.
Liu et al. (2013)	1	30
Pedescoll et al. (2013)	1,04	.	50 a 100

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Regueiro et al. (2013)	10000	.	100
Villaseñor et al. (2013)	0,105	.	0,03	W1 = 48,65; W2 = 108,85; e W3 = 213,85	.	.	W1 = 13,9, W2 = 31,1 e W3 = 61,1	.	.
Von Sperling e Paoli (2013)	72,3	.	7,5	49,89	.	.	5,18	.	.
Xu et al. (2013)	0,56	.	0,014
Abe et al. (2014)	500	.	10 a 30	.	.	20	.	.	0,4 a 1,2
Ávila et al. (2014)	6,2	95	.	.	.	63 ± 13	.	.	.
Berglund et al. (2014)	29	100	2,88
Bilgin et al. (2014)	0,19	20,78	0,004	17005	.	44,65	358	.	0,94
Chen et al. (2014)	0,09
Ding et al. (2014)	0,36	.	.	128 ± 7
Elsayed et al. (2014)	7,2	.	0,12
Gill et al. (2014)	231,14
Gomes et al. (2014)
Hamaamin et al. (2014)	0,55	45
Han e Tao (2014)	0,16	44	.	120

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Hsueh et al. (2014)	DN-1 = 2000; DN-2 = 8000; DN-3 = 39000; DN-4 = 21000 e DN-5 = 23000	.	7700	DN-1 = 24 a 32; DN-2 = 24 a 32; DN-3 = 23,4 a 39; DN-4 = 23,1 a 31,5 e DN-5 = 23 a 32,2	DN-1 = 18 a 33; DN-2 = 18,4 a 32; DN-3 = 19,5 a 31,2; DN-4 = 18,9 a 33,6 e DN-5 = 32,2 a 18,4	DN-1 = 6; DN-2 = 5,6; DN-3 = 5,46; DN-4 = 5,46 e DN-5 = 5,52	DN-1 = 92,4 a 123,2; DN-2 = 23,1 a 30,8; DN-3 = 4,62 a 7,7; DN-4 = 8,47 a 11,55; e DN-5 = 7,7 a 10,78	DN-1 = 69,3 a 127,05; DN-2 = 17,71 a 30,8; DN-3 = 3,85 a 6,16; DN-4 = 6,93 a 12,32 e DN-5 = 6,16 a 10,78	DN-1 = 23,1; DN-2 = 5,39; DN-3 = 1,08; DN-4 = 2,00 e DN-5 = 1,85
Li et al. (2014)	grupo 1 = 0,25 e grupo 2 = 0,42	.	0,015	.	.	.	HSFCW1 = 32,9 ± 3,3; HSFCW2 = 82,9 ± 12,5; HSFCW3 = 43,2 ± 4,4 e HSFCW4 = 23,3 ± 6,0	.	HSFCW1 = 9,7 ± 1,9; HSFCW2 = 8,6 ± 1,2; HSFCW3 = 9,5 ± 1,6 e HSFCW4 = 2,5 ± 0,9
Maucieli et al. (2014)	3200
Mitsch et al. (2014)	10000	.	1640
Pelissari et al. (2014)	WCH = 26,50 e WCVD = 14,30	WCH = 37,55 e WCVD = 105	WCH = 0,995 e WCVD = 1,5	.	.	.	21,63	.	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Tu et al. (2014)	150000	.	14740	.	156,31 a 170,96	20,45 a 27,37	.	15,36 a 16,8	2,01 a 2,69
Zhu et al. (2014)	1	0,018	.	.	.	20 a 40	.	.	.
Ayaz et al. (2015)	WCH = 18 e WCVD = 13,7	.	2 a 3	.	.	.	21,7	5,58	2,78
Brauer et al. (2015)	87000	104 ± 22	5232	.	.	146,16 a 391,60	.	.	16,17 ± 7,38
Cui et al. (2015)	2
Do e Joo (2015)	79600
Doherty et al. (2015)	0,03	.	0,008	411 a 854,01	37,5	7,5 a 63	109,60 a 227,74	10	2 a 16,8
Elsayed et al. (2015)	0,018	.	0,001
Gao et al. (2015)	0,16	.	0,008	5 ± 1,34	.	5,00 ± 1,34	0,183 a 0,317	.	0,183 a 0,317
Houdeshel et al. (2015)	10	.	0,3	.	.	1,9	.	.	0,057
Lang et al. (2015)	8E+08
Li et al. (2015)	0,08	.	1,70 a 5,69	fase 1 = 191,76 a 208,08; fase 2 = 229,04 a 252,88; fase 3 = 190,64 a 224,56; fase 4 = 200,80 a 211,36 e fase 5 = 187,60 a 220,56	.	fase 1 = 35,43 a 40,93; fase 2 = 37,34 a 42,24; fase 3 = 34,67 a 44,47; fase 4 = 40,43 a 43,53 e fase 5 = 38,81 a 40,29	fase 1 = 13639 a 14800; fase 2 = 16290 a 17986; fase 3 = 13559 a 15972; fase 4 = 14282 a 15033 e fase 5 = 13343 a 15687	.	fase 1 = 2519,90 a 2911,20; fase 2 = 2655,80 a 3004,40; fase 3 = 2465,90 a 3163,00; fase 4 = 2875,60 a 3096,10 e fase 5 = 2760,40 a 2865,70

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Lin et al. (2015)	W1 = 1736 e W2 = 4895	1700	900	.	19	12	.	W1 = 9,85; e W2 = 3,49	W1 = 6,22; e W2 = 2,21
Liu et al. (2015)	2,8E+09
Saumya et al. (2015)	0,4	.	.	579	290
Shen et al. (2015)	0,15	.	0,002
Xu et al. (2015)	0,36	.	0,02	221	.	21	12,28	.	1,17
Chow et al. (2016)	WCA = 6,75, WCB = 37,74 e WCC = 2444	WCA = 0,27 ± 0,19 [entrada], WCB = 0,25 ± 0,04 [entrada] e 0,39 ± 0,19 [conexão], e WCC = 1,47 ± 0,19 [entrada] e 0,46 ± 0,36 [conexão]	.	.	.
Fu et al. (2016)	0,377	0,57
Gabrielsen et al. (2016)	500 a 16000000
Hijosa-Valsero et al. (2016)	1	50	0,05	.	60	.	.	3	.
Ibekwe et al. (2016)	440	.	3,8
Jácome et al. (2016)	W1 = 350; e W2 = 280	0,06 a 0,1	15	270 ± 102	151 ± 71	24 ± 10	7,20 a 19,93	3,49 a 11,89	0,60 a 1,82
Kirui et al. (2016)	0,15	33,3	0,005
Long et al. (2016)	0,03
Lv et al. (2016)

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Pelissari et al. (2016)	0,0176	M1 = 72 e M2 = 170,5	M1 = 41 e M2 = 104	.	.
Ramprasad e Philip (2016)	25,755	.	2,5	.	.	.	WCH e WCVD: 15,8 a 25,8 (fase inicial), 18,7 a 32,1 (variação sazonal e espacial), 21,5 a 23,5 (variação de taxa de fluxo) e 33,5 a 35 (adição de fonte externa de carbono)	2,48 ± 0,47	18,10 ± 2,22
Sun et al. (2016)	3,4E+10
Van Groos et al. (2016)	0,007	.	0,00013
Vivant et al. (2016)	P1 = 3575 e P2 = 6370
Wu et al. (2016a)	0,471	.	1,44	426,26	.	44,1	1303,22	.	134,83
Wu et al. (2016b)	0,471	.	1,44	426,26	.	44,1	1303,22	.	134,83
Yan et al. (2016)	0,24
Almeida et al. (2017)	0,24	.	30	90	.	.	11250	.	.
Gill et al. (2017)	231	.	0,007 a 01021
Hou et al. (2017)	0,07	1,44	.	300,02	.	37,80 a 39,62	.	.	.
Hussein e Scholz (2017)	0,01	.	.	0,02 a 48,8
Li e Tao (2017)	0,4	0,003	.	.	30,4	.	.	.	12,1

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Li et al. (2017)	0,88	.	.	WC1 = 2,02 a 4,21; WC2 = 26,14 a 36,62; WC3 = 58,08 a 74,94; WC4 = 129,25 a 161,72; e WC5 = 257,09 a 293,61	.	.	WC1 = 32,10 ± 2,64; WC2 = 31,53 ± 2,41; WC3 = 29,95 ± 2,44; WC4 = 30,82 ± 2,43; e WC5 = 28,49 ± 2,30	.	.
Liang et al. (2017)	WCH = 0,6 e WCVD = 0,023
Liu e Wang (2017)	.	iBBR-I = 23 a 28 e iBBR-II = 7	.	iBBR-I (primeiro exp. = 288 e segundo exp. = 341) e iBBR-II (primeiro exp. = 371 e segundo exp. = 407)	20 a 80	.	iBBR-I (primeiro exp. = 18,1 e segundo exp. = 20,9) e iBBR-II (primeiro exp. = 23,1 e segundo exp. = 27,2)	.	.
Marrugo-Negrete et al. (2017)	0,1	.	0,001
Messer et al. (2017)	2,63	14 a 603
Papaevangelou et al. (2017)	WCH = 2,25; e WCVD = 0,53	8,4 a 472	0,0188 a 0,250

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Pelissari et al. (2017a)	W3 = 764	24,5	4	.	1,5
Pelissari et al. (2017b)	3	375	80 e 130	.	17 e 19
Sun et al. (2017)	1,37 a 2,06
Tan et al. (2017)	93000	.	7022, 7974 e 15289 (PZ-P) = 0,0095; (PZ-U) = 0,018; (GZ-P) = 0,0035; e (GZ-U) = 0,007	.	.	.	40000000 a 50000000	.	10 a 620
Tatoulis et al. (2017)	0,24	0,0095	0,007
Wang et al. (2017)	0,57	.	.	281,58 a	105,26 a	36,09 a	.	.	.
Wu et al. (2017)	0,13	.	.	316,92	130,40	51,03	.	.	.
Xu et al. (2017)	0,39	.	.	772,71	.	21,14	.	.	.
Zhang et al. (2017a)	0,03	9,36 a 20,43
Zhang et al. (2017b)	W1 = 63; W2 = 208 e W3 =150	6,2 a 8,2
Zhou et al. (2017)	0,001	.	.	207,01 ± 53,4	.	42,62 ± 1,32	.	.	.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Tabela 25 – Parâmetros de dimensionamento, e valores de concentração e carga aplicada nos estudos analisados (continuação).

Referência	Área (m ²)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)			Carga orgânica aplicada (g DQO ou DBO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de NT aplicada (g NT m ⁻² d ⁻¹)
				DQO	DBO	NT	DQO	DBO	
Hakk et al. (2018)	0,052	.	0,002
He et al. (2018)	4,71	9,4
Riggio et al. (2018)	1	.	0,05	18	.	.	0,9	.	.
Sabiaa et al. (2018)	169500	120	19500	304 ± 88	129 ± 35	.	0,15 a 0,28	0,07 a 0,12	.
Zhang et al. (2018)	0,334	1,3 a 1,4	0,12	299,93	.	.	107,76	.	.
Zhou et al. (2018a)	0,471	.	.	Influyente 1 = 201,66 a 212,35; Influyente 2 = 426,79 a 439,85; Influyente 3 = 610,28 a 622,58; e Influyente 4 = 866,59 a 877,05	.	Influyente 1 = 41,30 a 43,94; Influyente 2 = 85,41 a 86,89; Influyente 3 = 141,11 a 143,15; e Influyente 4 = 185,31 a 143,15	.	.	.
Zhou et al. (2018b)	0,471	.	.	Influyente 1 = 200,00; Influyente 2 = 400,00; Influyente 3 = 600,00; e Influyente 4 = 600,00	.	Influyente 1 = 40,04; Influyente 2 = 80,07; Influyente 3 = 120,11; e Influyente 4 = 160,14	.	.	.
Zhu et al. (2018)	0,4	.	0,2592	.	.	1,08 a 14,18	.	.	0,70 a 9,19

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

Conforme Sezerino et al. (2015), a partir da relação empírica de cargas orgânicas e taxas hidráulicas afluentes, pode-se determinar a área superficial requerida para o sistema. Assim, ao observar as Tabelas 16, verificou-se que a maioria dos valores adotados nos estudos analisados para essa revisão atribuem o carregamento orgânico em termos de DBO, DQO variando de 0,05 g DBO m⁻² d⁻¹ (JI et al., 2002) a 70.200 g DBO m⁻² d⁻¹ (SONG et al., 2009) e de 0,07 g DQO m⁻² d⁻¹ (YATES et al., 2012) a 50.000.000 g DQO m⁻² d⁻¹ (TATOULIS et al., 2017). Os trabalhos destacados aplicaram respectivamente as seguintes modalidades de *wetlands*: Ji et al. (2002) com WCFS; Song et al. (2009) com WCVD; Yates et al. (2012) com WN; e Tatoulis et al. (2017) com WCH.

Com relação a carga de NT aplicada os valores variam de 0,00196 g NT m⁻² d⁻¹ (PRIOR E JOHNES, 2002) a 685.800 g NT m⁻² d⁻¹ (SONG et al., 2009). Os valores de taxa hidráulica afluente variam de 0,003 mm d⁻¹ (LI; TAO, 2017) a 25.920.000 mm d⁻¹ (HOAI et al., 1998). Acerca da área superficial pretendida para o sistema, os valores variaram de 0,001 m² (SUN; AUSTIN, 2007 e ZHOU et al., 2017) a 34.400.000.000 m² (SUN et al., 2016). Os trabalhos destacados utilizaram respectivamente as seguintes modalidades de *wetlands*: Prior e Johnes (2002) com WN; Song et al. (2009) com WCVD; Li e Tao (2017) com WCH ; Hoai et al. (1998) com WC; Sun e Austin (2007) com WCVD; Zhou et al. (2017) com WCVD; e Sun et al. (2016) com WN.

Outros parâmetros relevantes para com os estudos de *wetlands*, são: a vazão de efluente aplicado no sistema em termos de m³ d⁻¹; e a concentração de DBO, DQO e NT em mg DBO ou DQO ou NT L⁻¹. No caso da concentração de DBO, DQO e NT os valores variam de 0,483 mg DBO L⁻¹ (ZHANG et al., 2011 e ABOU-ELELA et al., 2012) a 6.816,00 mg DBO L⁻¹ (KRONE-DAVIS et al., 2013), de 0,0000207 mg DQO L⁻¹ (SONG et al., 2009) a 57.934,80 mg DQO L⁻¹ (SOHSALAM; SIRIANUNTAPIBOON, 2008) e de 0,01 mg NT L⁻¹ (KERN; IDLER, 1999) a 116.912 mg NT L⁻¹ (BEUTEL et al., 2009).

Em relação a vazão de efluente aplicado no sistema os valores variam de 0,000000146 m³ d⁻¹ (MOORE et al., 2000) a 930.000 m³ d⁻¹ (EMMETT et al., 1994). Os trabalhos destacados empregaram respectivamente as seguintes modalidades de *wetlands*: Zhang et al. (2011) com WCH; Abou-Elela et al. (2012) com WCH e com WCVD; Krone-Davis et al. (2013) com WCFS; Song et al. (2009) com WCVD; Sohsalam e Sirianuntapiboon (2008) com WCFS; Kern e Idler (1999) com WCH e com WCVD; Beutel et al. (2009) com WCFS; Moore et al. (2000) com WC; e Emmett et al. (1994) com WN.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo apresentou uma revisão sistemática da literatura referente a ecotecnologia descentralizada *wetlands*, tendo sido selecionados 274 artigos. A partir das análises desses foi possível explicitar os principais agentes atuantes, a fim de, apresentar possíveis descrições de aplicação da ecotecnologia que possam aprimorar o conhecimento acerca do tratamento de efluentes por WC. Desta forma, considerando os objetivos propostos e os resultados obtidos, conclui-se que:

Em relação a modalidade de *wetlands*: ao longo das três décadas, a evolução da aplicação de diferentes modalidades de *wetlands* apresentou uma tendência de diminuição da utilização dos WN e maior emprego dos WC. A partir da metade da década de 90, nos estudos referentes a essa temática, iniciou-se uma tendência de procura à evolução dos WC de fluxo superficial (WCFS) e subsuperficial (WCFSS). Nos WCFSS procurou-se desenvolver novas modalidades, a fim de, otimizar o tratamento do efluente e minimizar os custos com construção, operação e manutenção.

Assim, viu-se um aumento gradativo de estudos com o emprego de WCH, WCVD, WCVA, sistema híbrido (WCVD – WCH) e WCV-FS. Sendo o arranjo tecnológico mais utilizado ao longo do período avaliado o sistema que emprega o WCH como pós-tratamento de águas residuárias, em um total de 97 estudos, seguida pela WCFS (70), WCVD (58), WC (42) e WN (36), com respectivos números de artigos científicos.

Quanto aos tipos de efluentes tratados nos artigos científicos avaliados, foram empregados a tecnologia de *wetlands*, tanto WN como WC, para o tratamento de efluentes de diversas origens e composições. Dentre os tipos de esgotos tratados há efluentes de origem doméstica ou sanitária, lixiviado de aterro sanitário, esgoto de universidade, efluente de ETE, águas de drenagem de minas, águas de drenagem, efluentes de atividades agroindustriais, águas subterrâneas, águas superficiais, águas residuais poluídas por metais, águas residuais salinas, águas residuais de refinaria, efluentes sintéticos, lodo e efluentes industriais. Dos quais, os tipos de efluentes tratados mais abordado nos estudos, foram: efluentes domésticos ou sanitários (105 artigos), efluentes de atividades agroindustriais (61 artigos), esgotos industriais (59 artigos), águas superficiais (41 artigos) e efluentes sintéticos (25 artigos).

No que tange as macrófitas diversos gêneros de macrófitas são empregados nos *wetlands*, sendo WN ou WC. A escolha da planta depende da tolerância da mesma com ambientes saturados de águas e/ou efluentes, da capacidade de crescimento, adaptação e presença dessas nas áreas que o sistema será instalado, visto que dessa forma, as mesmas

estarão adaptadas às condições climáticas do local. Dentre os 274 artigos analisados no período de 30 anos, as macrófitas mais citadas nos estudos foram as dos gêneros *Phragmites spp.* (110 artigos), *Typha spp.* (86 artigos), *Scirpus spp.* (24 artigos), *Cyperus spp.* (22 artigos), *Juncus spp.* (19 artigos), *Schoenoplectus spp.* (15 artigos), *Carex spp.* (13 artigos), *Pontederia spp.* (10 artigos), *Iris spp.* (10 artigos) e *Canna spp.* (10 artigos).

Acerca do material filtrante, em virtude da necessidade do emprego de materiais que apresentam a característica de elevada condutividade hidráulica, os tipos de maciços filtrantes mais empregados foram: cascalho (130 artigos), areia (76 artigos), argila (18 artigos), solo (14 artigos) e compostos orgânicos (11 artigos).

Relativo aos poluentes tratados, os tipos mais citados nos trabalhos foram: compostos nitrogenados (136 artigos), matéria orgânica (66 artigos), compostos com fósforo (62 artigos), metais (43 artigos), série de sólidos (42 artigos) e agrotóxicos (26 artigos).

E, em relação aos desempenhos dos WC, verificou-se que a maioria dos valores adotados nos estudos analisados para essa revisão atribuem o carregamento orgânico em termos de DBO, DQO variando de 0,05 g DBO m⁻² d⁻¹ (JI et al., 2002) a 70.200 g DBO m⁻² d⁻¹ (SONG et al., 2009) e de 0,07 g DQO m⁻² d⁻¹ (YATES et al., 2012) a 50.000.000 g DQO m⁻² d⁻¹ (TATOULIS et al., 2017). Com relação a carga de NT aplicada os valores variam de 0,00196 g NT m⁻² d⁻¹ (PRIOR; JOHNES, 2002) a 685.800 g NT m⁻² d⁻¹ (SONG et al., 2009). Os valores de taxa hidráulica afluyente variam de 0,003 mm d⁻¹ (LI; TAO, 2017) a 25.920.000 mm d⁻¹ (HOAI et al., 1998).

Acerca da área superficial pretendida para o sistema, os valores variaram de 0,001 m² (SUN; AUSTIN, 2007 e ZHOU et al., 2017) a 34.400.000.000 m² (SUN et al., 2016). No caso da concentração de DBO, DQO e NT os valores variam de 0,483 mg DBO L⁻¹ (ZHANG et al., 2011 e ABOU-ELELA et al., 2012) a 68.163,00 mg DBO L⁻¹ (KRONE-DAVIS et al., 2013), de 0,0000207 mg DQO L⁻¹ (SONG et al., 2009) a 57.934,80 mg DQO L⁻¹ (SOHSALAM; SIRIANUNTAPIBOON, 2008) e de 0,01 mg NT L⁻¹ (KERN; IDLER, 1999) a 116.912 mg NT L⁻¹ (BEUTEL et al., 2009). Em relação a vazão de efluente aplicado no sistema os valores variam de 0,000000146 m³ d⁻¹ (MOORE et al., 2000) a 930.000 m³ d⁻¹ (EMMETT et al., 1994).

Por fim, os *wetlands* são de fato uma ecotecnologia que realiza o tratamento de efluentes de forma eficiente. Os trabalhos avaliados para essa revisão mostram um número crescente de adeptos com relação a escolha desse sistema para o tratamento de distintos efluentes. Ainda que alguns processos de transformação e tratamento não estejam inteiramente esclarecidos, a busca por modificações e atualizações com relação aos agentes

atuantes (material filtrante, macrófitas e microrganismos), intensifica a procura por avanços científicos por meio das pesquisas. Assim, a evolução dessa ecotecnologia é uma instigação à recuperação de ambientes contaminados.

Além disso, em virtude da variabilidade significativa nos distintos elementos atuantes no processo de tratamento, dificulta-se uma análise comparativa e uma tendência de padronização. No Brasil não há normas regulamentadoras de construção, operação e manutenção para essa ecotecnologia. Por tanto, vê-se a importância da compilação de artigos científicos de revistas indexadas de alto fator de impacto ($> 1,0$) realizado por esse trabalho, a fim de, mapear e discutir os avanços dessa ecotecnologia de tratamento de efluentes ao longo dos 30 anos.

6 REFERÊNCIAS

- ABE, K.; KOMADA, M.; OOKUMA, A.; ITAHASHI, S.; BANZAI, K. Purification performance of a shallow free-water-surface constructed *wetland* receiving secondary effluent for about 5 years. **Ecological Engineering**, p. 126–133, 2014.
- ABOU-ELELA, S. I.; GOLINIELLI, G.; ABOU-TALEB, E. M.; HELLAL, M. S. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flowS constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 460–468, 2012.
- AESoy, A.; ODEGAARD, H.; BENZEN, G. The effect of sulfide and organic matter on the nitrification in a biofilm process. **Water Science and Tecnology**, v. 37, p.115-122, 1998.
- AGUDELO, R. M.; PEÑUELA, G.; AGUIRRE, N. J.; MORATÓ, J.; JARAMILLO, M. L. Simultaneous removal of chlorpyrifos and dissolved organic carbon using horizontal sub-surface flow pilot *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1401–1408, 2010.
- AHERNE, G.W.; ENGLISH, J.; MARKS, V. The role of immunoassay in the analysis of microcontaminants in water samples. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 9, p. 79-83, 1985.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot scale horizontal subsurface flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 29, p.173-191, 2007.
- ALBANIS, T. A.; DANIS, T. G.; HELA, D. Transportation of pesticides in estuaries of Louros and Arachthos rivers (Amvrakikos Gulf, N. W. Greece). **The Science of the Total Environment**, v. 171, p. 85-93, 1995.
- ALBANIS, T. A.; HELA, D. G.; HATZILAKOS, D. Organochlorine residues in eggs of *Pelecanus crispus* and its prey in *wetlands* of Amvrakikos gulf, north-western Greece. **Chemosphere**, p. 4341-4349, 1995.
- ALBANIS, T. A.; HELA, D.; PAPAKOSTAS, G.; GOUTNER, V. Concentration and bioaccumulation of organochlorine pesticide residues in herons and their prey in *wetlands* of Thermaikos Gulf, Macedonia, Greece. **Science of the Total Environment**, v. 182, p. 11-19, 1996.
- ALHO C. J. R.; VIEIRA, L. M. Fish and wildlife resources in the Pantanal *wetlands* of Brazil and potential disturbances from the release of environmental contaminants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 71-74, 1997.
- ALHO, C. J. R. **The Pantanal**. In: *The World's Largest Wetlands: Ecology and Conservation*. FRASER, L. H.; KEDDY, P. A. (ed.). Cambridge University Press, p. 203-271, 2005.
- ALLEN, W. C.; HOOK, P. B.; BIEDERMAN, J. A.; STEIN, O. R. Temperature and *wetland* plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1010-1016, 2002.

ALMEIDA, P. G. S. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

ALMEIDA, A.; CARVALHO, F.; IMAGINÁRIO, M. J.; CASTANHEIRA, I.; PRAZERES, A. R.; RIBEIRO, C. Nitrate removal in vertical flow constructed *wetland* planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of hydraulic. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 535–542, 2017.

AMORIM, R.F.C.; LEOPOLDO, P.R.; CONTE, M.L. **Sistemas de tratamento de esgotos Domésticos utilizando taboa.** In: VI Congresso Brasileiro de Limnologia. São Carlos: CBL, p. 9, 1997.

ANGELAKIS, A. N.; KOUTSOYIANNIS, D.; TCHOBANOGLOUS, G. Urban wastewater and storm water technologies in ancient Greece. **Water Research**, v. 205, n. 39, p. 210-20, 2005.

ANSOLA, G.; FERNÁNDEZ, C.; DE LUIS, E. Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophytesystem. **Ecological Engineering**, v. 5, p. 13-19, 1995.

ANSOLA, G.; GONZÁLEZ, J. M.; CORTIJO, R.; CORTIJO, R.; DE LUIS, E. Experimental and full-scale pilot plant constructed *wetlands* for municipal wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 21, p. 43–52, 2003.

ANTILEO, C.; ROECKEL, M.; LINDEMANN, J.; WIESMANN, U. Operating parameters for high nitrite accumulation during nitrification in a rotating biological nitrifying contactor. **Water Environment Research**, v. 79, n. 9, p. 1006-1014, 2007.

ANTILEO, C.; WERNER, A.; CIUDAD, G.; MUÑOZ, C.; BORNHARDT, C.; JEISON, D.; URRUTIA, D. J. H. Novel operational strategy for partial nitrification to nitrite in a sequencing batch rotating disk reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 32, n. 2, p. 69-78, 2006.

APHA, A. P. H. A. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater.** 21^a ed. Washington: APHA, 2005.

AQUILO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 18, p. 187-204, 2013.

ARAÑA, J.; CABO, C. G. I.; RODRÍGUEZ, C. F.; MELIÁN, J. A. H.; MÉNDEZ, J. A. O.; RODRÍGUEZ, J. M. D.; PEÑA, J. P. Combining TiO₂-photocatalysis and *wetland* reactors for the efficient treatment of pesticides. **Chemosphere**, p. 788–794, 2008.

ARHEIMER, B.; WITTGREN, H. B. Modelling nitrogen removal in potential *wetlands* at the catchment scale. **Ecological Engineering**, p. 63–80, 2002.

ARROYO, P.; ANSOLA, G.; MIERA, L. E. D. de. Effects of substrate, vegetation and flow on arsenic and zinc removal efficiency and microbial diversity in constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 95– 103, 2013.

ASLAM, M. M.; MALIK, M.; BAIG, M. A.; QAZI, I. A.; IQBAL, J. Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow *wetlands* operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. **Ecological engineering**, p. 34-42, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de tanques sépticos. Rio de Janeiro. p. 15, 1993.

_____. **NBR 13969**: tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. p. 20, 1997.

AUSTIN, D. **US Patent 6,896,805**. 24 mai., 2005.

AUSTIN, D.; LOHAN, E. **US Patent 6,863,816**. 8 mar., 2005a.

AUSTIN, D.; LOHAN, E. **US Patent 6,881,338**. 19 abr., 2005b.

AUSTIN, D.; LOHAN, E.; VERNON, E. **Nitrification and denitrification in a tidal vertical flow wetland pilot**, in: Proceedings of the Water Environment Federation Technical Conference, Los Angeles, California 2003. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, 2003.

AVELAR, J. C.; CASSINI, P. S.; VIEIRA, A. B.; GONÇALVES, R. F. **Avaliação do tratamento de efluentes domésticos utilizando escória de aciaria LD como meio suporte em leitos cultivados e não-cultivados**. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife: ABES. 2009a.

AVELAR, J. C.; GAMA, W. C.; VIEIRA, A. B.; GONÇALVES, R. F.; CASSINI, S. T. A. **Remoção de fósforo de efluentes domésticos utilizando escória de aciaria LD como meio suporte em leitos cultivados e não cultivados**. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife: ABES. 2009b.

ÁVILA, C.; NIVALA, J.; OLSSON, L.; KASSA, K.; HEADLEY, T.; MUELLER, R. A.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed *wetlands*: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. **Science of the Total Environment**, p. 211–217, 2014.

ÁVILA, C.; PEDESCOLL, A.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Capacity of a horizontal subsurface flow constructed *wetland* system for the removal of emerging pollutants: An injection experiment. **Chemosphere**, p. 1137–1142, 2010.

AYAZ, S. C.; AKTAS, Ö.; AKÇA, L.; FINDIK, N. Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed *wetland* system. **Journal of Environmental Management**, v. 156, p. 115-120, 2015.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological Control of nitrogen in wastewater treatment**. London: E&F.N. Spon Ltd, p. 146, 1983.

- BARTLETT, D. S.; KLEMAS, V. Quantitative assessment of tidal *Wetlands* using remote sensing. **Environmental Management**, v. 4, p. 337-345, 1980.
- BASTVIKEN, S. K.; WEISNER, S. E. B.; THIÈRE, G.; SVENSSON, J. M.; EHDE, P. M.; TONDESKI, K. S. Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment *wetlands*. **Ecological Engineering**, p. 946–952, 2009.
- BASTVIKEN, S. K.; ERIKSSON, P. G.; PREMROV, A.; TONDESKI, K. Potential denitrification in *wetland* sediments with different plant species detritus. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 183-190, 2005.
- BATTY, L. C.; YOUNGER, P. L. Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment *wetlands*: effects of metal and nutrient uptake. **Environmental Pollution**, p. 85-93, 2004.
- BAUMANN, B.; SNOZZI, M.; ZEHNDER, A. J. B.; VAN DER MEER, J. R. Dynamics of Denitrification Activity of *Paracoccus denitrificans* in Continuous Culture during Aerobic-Anaerobic Changes. **Journal of bacteriology**, v. 178, n. 15, p. 4367-4374, 1996.
- BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; FISHER, P. J.; SMALLS, I. C. **Performance of solid matrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors**. In: D.A. Hammer (ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, p. 646-656, 1989.
- BEHRENDTS, L. **US Patent 5,863,433**. 26 jan., 1999.
- BEHRENDTS, L.; HOUKE, L.; BAILEY, E.; JANSEN, P.; BROWN, D. Reciprocating constructed *wetlands* for treating industrial, municipal, and agricultural wastewater. **Water Science Technology**, v. 44, p. 399–405, 2000.
- BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005.
- BERGLUND, B.; KHAN, G. A.; WEISNER, S. E. B.; EHDE, P. M.; FICK, J.; LINDGREN, P. Efficient removal of antibiotics in surface-flow constructed *wetlands*, with no observed impact on antibiotic resistance genes. **Science of the Total Environment**, p. 29–37, 2014.
- BERNADEZ, F. G.; REY BENAYAS, J. M.; MARTÍNEZ, A. Ecological impact of groundwater extraction on *wetlands* (Douro Basin, Spain). **Journal of hydrology**, v. 141, p. 219-238, 1993.
- BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENÈS, J.P.; MOLETTA, R. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, n. 3, p. 266-271, 2001.
- BEUTEL, M. W.; NEWTON, C. D.; BROUILLARD, E. S.; WATTS, R. J. Nitrate removal in surface-flow constructed *wetlands* treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. **Ecological Engineering**, p. 1538–1546, 2009.

BIALOWIEC, A.; DAVIES, L.; ALBURQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. Nitrogen removal from landfill leachate in constructed *wetlands* with reed and willow: Redox potential in the root zone. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 22-27, 2012.

BIESTERFELD, S.; FARMER, G.; RUSSEL, P.; FIGUEROA, L. Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity. **Water Environmental Research**, v. 75, p. 196-204, 2003.

BILGIN, M.; SIMSEK, I.; TULUN, S. Treatment of domestic wastewater using a lab-scale activated sludge/vertical flow subsurface constructed *wetlands* by using *Cyperus alternifolius*. **Ecological Engineering**, v.70, p. 362–365, 2014.

BORGES, A. C.; MATOS, A. T.; CALIJURI, M. C.; OLIEIRA, G. H. H.; ROLDÃO, J. S. F. **Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob clima tropical**. In: XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Santiago: AIDIS. 2008.

BOSSERMAN, R. W.; RAGADE, R. K. Ecosystem analysis using fuzzy set theory. **Ecological Modelling**, v. 16, p. 191-208, 1982.

BOTHE, H.; JOST, G.; SCHLOTTER, M.; WARD, B.B.; WITZEL K. Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 24, n. 5, p. 673-690, 2000.

BOWMER, K. H. Nutrient removal from effluents by an artificial *wetland*: influence of rhizosphere aeration and preferential flow studies using bromide and dye tracers. **Water research**, v. 21, p. 591-599, 1987.

BOUSTANY, R. G.; CROIZER, C. R.; RYBCZYK, J. M.; TWILLEY, R. R. Denitrification in a south Louisiana *wetland* forest receiving treated sewage effluent. **Wetlands Ecology and Management**, v. 4, p. 273-283, 1997.

BRAECKEVELT, M.; MIRSCHEL, G.; WIESSNER, A.; RUECKERT, M.; REICHE, N.; VOGT, C.; SCHULTZ, A.; PASCHKE, H.; KUSCHK, P.; KAESTNER, M. Treatment of chlorobenzene-contaminated groundwater in a pilot-scale constructed *wetland*. **Ecological engineering**, p. 45-53, 2008.

BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto domésticos em sistema alagado úmido. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266 – 272, 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n° 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar, p. 58-63, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n° 396**, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 7 abr, p. 64-68, 2008.

BRASIL. IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. 2010 – Agrotóxicos e fertilizantes: vantagens e desvantagens do uso. IBGE, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 2.914**, de 25 de março de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 mar, p. 30, 2004.

BRASKERUD, B. C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed *wetlands* treating agricultural non-point source pollution. **Ecological Engineering**, p. 351–370, 2002.

BRASKERUD, B. C. Factors affecting phosphorus retention in small constructed *wetlands* treating agricultural non-point source pollution. **Ecological Engineering**, p. 41-61, 2002.

BRAUER, N.; MAYNARD, J. J.; DAHLGREN, R. A.; O'GEEN, A. T. Fate of nitrate in seepage from a restored *wetland* receiving agricultural tailwater. (A.T. O'Geen). **Ecological Engineering**, p. 207–217, 2015.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed *wetlands*. **Water Science Technology**, v. 29, p. 71–78, 1994.

BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Water research**, v. 24, p. 259-266, 1990.

BRODRICK, S. J.; CULLEN, P.; MAHER, W. Denitrification in a natural *wetland* receiving secondary treated effluent. **Water research**, v. 22, p. 431-439, 1988.

BUCHBERGER, S. G.; SHAW, G. B. An approach toward rational design of constructed *wetlands* for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 4, p. 249-275, 1995.

BUDD, R.; O'GEEN, A.; GOH, K. S.; BONDARENKO, S.; GAN, J., 2011. Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed *wetlands*. **Chemosphere**, p. 1581–1587, 2011.

BUSNARDO, M. J.; GERSBERG, R. M.; LANGIS, R.; SINICROPE, T. L.; ZEDLER, J. B. Nitrogen and phosphorus removal by *wetland* mesocosms subjected to different hydroperiods. **Ecological engineering**, p. 287-307, 1992.

BUSTAMANTE, M. A. O.; MIER, M. V.; ESTRADA, J. A. E.; DOMÍGUEZ, C. D. Nitrogen and potassium variation on contaminant removal for a vertical subsurface flow lab scale constructed *wetland*. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 7745–7754, 2011.

BUTTLE, J. M.; SAMI, K. Testing the groundwater ridging hypothesis of streamflow generation during snowmelt in a forested catchment. **Journal of Hydrology**, v. 135, p. 53-72, 1992.

- BUTTLE, J. M.; SAMI, K. Testing the groundwater ridging hypothesis of streamflow generation during snowmelt in a forested catchment. **Journal of Hydrology**, v. 135, p. 53-72, 1992.
- CALIJU, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. de B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
- CAMERON, K.; MADRAMOOTOO, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C. Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface *wetland*. **Water Research**, v. 37, p. 2803–2812, 2003.
- CAMPAGNA, A. R.; MOTTA MARQUES, D. **The effect of refinery effluent on the aquatic macrophytes *Scyrrus californicus*, *Typha subulate* and *Zizaniopsis bonariensis***. In: 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 1341-1347, 2000.
- CASELLES-OSORIO, A.; GARCÍA, J. Impact of different feeding strategies and plant presence on the performance of shallow horizontal subsurface-flow constructed *wetlands*. **Science of the Total Environment**, p. 253–262, 2007.
- CHEN, T. Y.; KAO, C. M.; YEH, T. Y.; CHIEN, H. Y.; CHAO, A. C. Application of a constructed *wetland* for industrial wastewater treatment: A pilot-scale study. **Chemosphere**, p. 497-502, 2006.
- CHEN, Y.; WEN, Y.; ZHOU, Q.; VYMAZAL, J., 2014. Effects of plant biomass on denitrifying genes in subsurface-flow constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, v. 157, p. 341–345, 2014.
- CHEN, Z., WU, S.; BRAECKEVELT, M.; PASCHKE, H.; KÄSTNER, M.; KÖSER, H.; KUSCHK, P. Effect of vegetation in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed *wetlands* treating sulphate rich groundwater contaminated with a low and high chlorinated hydrocarbon. **Chemosphere**, p. 724–731, 2012.
- CHENG, S.; VIDA KOVIC-CIFREK, Z.; GROSSE, W.; KARRENBROCK, F. Xenobiotics removal from polluted water by a multifunctional constructed *wetland*. **Chemosphere**, v. 48, p. 415–418, 2002.
- CHIN, D. A. **Water-quality engineering in natural systems: fate and transport processes in the water environment**. John Wiley e Sons, Inc. New Jersey: Hoboken, 2^a ed., p. 454, 2013.
- CHIU, Y. C.; LEE, L. L.; CHANG, C. N.; CHAO, A. C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration e Biodegradation**, v. 59, n. 1, p. 1-7, 2007.
- CHOUBERT, J. M.; MORVANNOU, A.; VANCLOOSTER, M. Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed *wetland* treating directly domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 379-387, 2014.

CHOW, A. T.; PITT, A. L.; BALDWIN, R. F.; SUHRE, D.; WANG, J. Water quality dynamics of ephemeral *wetlands* in the Piedmont ecoregion, South Carolina, USA. **Ecological Engineering**, p. 555–563, 2016.

CHUANG, H. P.; OHASHI, A.; IMACHI, H.; TANDUKAR, M.; HARADA, H. Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. **Water Research**, v. 41, p. 295-302, 2007.

CHUNG, A. K. C.; WU, Y.; TAM, N. F. Y.; WONG, M. H. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed *wetland* for treating municipal wastewater. **Ecological engineering**, v. 32, p. 81-89, 2008.

COLLINS, B.; MCARTHUR, V.; SHARITZ, R. R. Plant effects on microbial assemblages and remediation of acidic coal pile runoff in mesocosm treatment *wetlands*. **Ecological Engineering**, p. 107–115, 2004.

COMINO, E.; RIGGIO, V. A.; ROSSO, M. Constructed *wetland* treatment of agricultural effluent from an anaerobic digester. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 165– 172, 2013.

CONKLE, J. L.; LATTAO, C.; WHITE, J. R.; COOK, R. L. Competitive sorption and desorption behavior for three fluoroquinolone antibiotics in a wastewater treatment *wetland* soil. **Chemosphere**, p. 1353–1359, 2010.

CONLEY, M. de L.; DICK, R. I.; LION, L. W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the WPCF**. v. 63, n. 6, p. 239-247, 1991.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 355**, de 19 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017. Disponível em: <http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf_gerais/Consema_355-2017.pdf>. Acesso em: 15 de ago. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/Conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 de ago. 2018.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science Technology**, v. 40, p. 1–9, 1999.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. p. 184, 1996.

COOPER, P.; GREEN, B. Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom: The first 10 years' experience. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 317-327, 1995.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p. 283-289, 1999.

COVENEY, M. F.; STITES, D. L.; LOWE, E. F.; BATTOE, L.E.; CONROW, R. Nutrient removal from eutrophic lake water by *wetland* filtration. **Ecological Engineering**, p. 141–159, 2002.

COX, M. J. F. **Desarrollo de una estrategia de operación para promover el proceso nitrificación: desnitrificación simultánea en un reactor secuencial de biopelícula.** Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco. 2009.

CUI, L.; OUYANG, Y.; CHEN, Y.; ZHU, X.; ZHU, W. Removal of total nitrogen by *Cyperus alternifolius* from wastewaters in simulated vertical-flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1271–1274, 2009.

CUI, L.; OUYANG, Y.; LOU, Q.; YANG, F.; CHEN, Y.; ZHU, W.; LUO, S. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed *wetland* conditions. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1083–1088, 2010.

CUI, L.; OUYANG, Y.; YANG, W.; HUANG, Z.; XU, Q.; YU, G. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface flow constructed *wetlands*. **Journal of Environmental Management**, v. 153, p. 33-39, 2015.

CUNHA, C. de A. G. da. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas.** Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo: São Paulo, 2006.

DAN, A.; YANG, Y.; DAI, Y.; CHEN, C.; WANG, S.; TAO, R. Removal and factors influencing removal of sulfonamides and trimethoprim from domestic sewage in constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 363–370, 2013.

DANE, F. **Research methods.** Brooks/Cole Publishing Company: California, 1990.

DECAMP, O.; WARREN, A. Bacterivory in ciliates isolated from constructed *wetlands* (reed beds) used for wastewater treatment. **Water Research**, v. 32, n. 7, p. 1989-1996, 1998.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA Jr., G. L.; BASSIN, J. P. **Processos biológicos avançados: para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana.** Rio de Janeiro. Ed. Interciência, p. 357, 2011.

DING, Y.; WANG, W.; SONG, X.; WANG, G.; WANG, Y. Effect of spray aeration on organics and nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed *wetland*. **Chemosphere**, p. 502–505, 2014.

DO, Y.; JOO, G. Response of carabid beetles to *wetland* creation in an intensive agricultural landscape. **Ecological Engineering**, p. 47–52, 2015.

DOHERTY, L.; ZHAO, Y., ZHAO, X.; WANG, W. Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed *wetland* incorporating microbial fuel cell technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 266, p. 74–81, 2015.

DOMBECK, G. D.; PERRY, M. W.; PHINNEY, J. T. Mass balance on water column trace metals in a free-surface flow constructed *wetlands* in Sacramento, California. **Ecological Engineering**, p. 313–339, 1998.

DORGE, J. Modelling nitrogen transformations in freshwater *wetlands*. Estimating nitrogen retention and removal in natural *wetlands* in relation to their hydrology and nutrient loadings. **Ecological Modelling**, p. 409–420, 1994.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. **Treatment Wetlands**. IWA Publishing, p. 154, 2017.

DUAN, J.; FANG, H.; SU, B.; CHEN, J.; LIN, J. Characterization of a halophilic heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium and its application on treatment of saline wastewater. **Bioresource Technology**, v. 179, p. 421–428, 2015.

DUNNE, E. J.; COVENEY, M. F.; MARZOLF, E. R.; HOGE, V. R.; CONROW, R.; NALEWAY, R.; LOWE, E. F.; BATTOE, L. E.; INGLETT, P. W. Nitrogen dynamics of a large-scale constructed *wetland* used to remove excess nitrogen from eutrophic lake water. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 224–234, 2012.

DUNNE, E. J.; CULLETON, N.; O'DONOVAN, G.; HARRINGTON, R.; OLSEN, A. E. An integrated constructed *wetland* to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 221–234, 2005.

ELSAYED, O. F.; MAILLARD, E.; VUILLEUMIER, S.; IMFELD, G. Bacterial communities in batch and continuous-flow *wetlands* treating the herbicide S-metolachlor. **Science of the Total Environment**, p. 327–335, 2014.

ELSAYED, O. F.; MAILLARD, E.; VUOLLEUMIER, S.; MILLET, M.; IMFELD, G. Degradation of chloroacetanilide herbicides and bacterial community composition in lab-scale *wetlands*. **Science of the Total Environment**, p. 222–231, 2015.

EMMETT, B. A.; HUDSON, J. A.; COWARD, P. A.; REYNOLDS, B. The impact of a riparian *wetland* on stream water quality in a recently afforested upland catchment. **Journal of Hydrology**, v. 162, p. 337–353, 1994.

EPA, United States Environmental Protection Agency. **Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters**. EPA/625/R-99/010, 2000.

EPA, United States Environmental Protection Agency. **Manual: Nitrogen Control**. Washington D.C., p. 311, 1993.

EGER P. *Wetland* treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes. **Water Science and Technology**, v. 29, p. 249–256, 1994.

FAN, J.; WANG, W.; ZHANG, B.; GUO, Y.; NGO, H. H.; GUO, W.; ZHANG, J.; WU, H. Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed *wetlands*: Impact of influent COD/N ratios. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 461–466, 2013.

FAULKNER S. P.; RICHARDSON C. J. **Physical and chemical characteristics of freshwater *wetlands* soils**. In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment; Municipal, Industrial, and Agricultural*, Hammer D.A. Lewis Publishers: Boca Raton, Florida, p. 182, 1989.

FIGUEROA, L.; SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on Biofilm nitrification. **Water Environment Research**, v. 64, p. 728, 1992.

FINK, D. F.; MIGSCH, W. J. Seasonal and storm event nutrient removal by a created *wetland* in an agricultural watershed. **Ecological Engineering**, p. 313–325, 2004.

FINLAYSON, M.; CHICK, A.; OERTZEN, I. von; MITCHEL, D. Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter. **Biological Wastes**, v. 19, n. 13, p 179-196, 1987.

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment *wetlands*: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203-211, 2013.

FRASER, L.H.; CARTY, S. M.; STEER, D. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface *wetland* microcosms. **Bioresource Technology**, v. 94, p. 185–192, 2004.

FU, G.; YU, T.; NING, K.; GUO, Z.; WONG, M. Effects of nitrogen removal microbes and partial nitrification-denitrification in the integrated vertical-flow constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 83–89, 2016.

FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, p. 393-398, 2013.

GABRIELSEN, C. G.; MURPHY, M. A.; EVANS, J. S. Using a multiscale, probabilistic approach to identify spatial-temporal *wetland* gradients. **Remote Sensing of Environment**, p. 522–538, 2016.

GALETI, P. A. 1989. **Guia do Técnico Agropecuário: Solos**. 1a ed. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, p. 41, 1989.

GALLETTI, A.; VERLICCHI, P.; RANIERI, E. Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*: Contribution of vegetation and filling medium. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 5097–5105, 2010.

GAO, J.; ZHANG, J.; MA, N.; WANG, W.; MA, C.; ZHANG, R. Cadmium removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, p. 443–450, 2015.

GARCÍA, J.; CAPEL, V.; CASTRO, A.; RUÍZ, I.; SOTO, M. Anaerobic biodegradation tests and gas emissions from subsurface flow constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 3044–3052, 2007.

GARCÍA, M.; SOTO, F.; GONZÁLEZ, J. M.; BÉCARES, E. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed *wetlands* and algae-based systems. **Ecological engineering**, v. 32, p. 238-243, 2008.

GARCÍA-LLEDÓ, A.; RUIZ-RUEDA, O.; VILAR-SANZ, A.; SALA, L.; BAÑERAS, L. Nitrogen removal efficiencies in a free water surface constructed *wetland* in relation to plant coverage. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 678–684, 2011.

GAUR, S.; SINGHAL, P. K.; HASIJA, S. K. Relative contributions of bacteria and fungi to water hyacinth decomposition. **Aquatic Botany**, v. 43, p. 1-15, 1992.

GERKE, S.; BAKER, L. A.; XU, Y. Nitrogen transformations in a *wetland* receiving lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse. **Waste Research**, p. 3857-3866, 2001.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; GOLDMAN, C. R. Nitrogen removal in artificial *wetlands*. **Water research**, v. 17, p. 1009-1014, 1983.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN; C. R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial *wetlands*. **Water research**, v. 20, p. 363-368, 1986.

GERSBERG, R. M.; LYON S. R.; ELKINS, B. V.; GOLDMAN, C. R. **The removal of heavy metals by artificial wetlands**. In: Proceedings of Water Symposium III on Future of Water Reuse. San Diego, California, v. II. USA: AWWA Research Foundation, p. 639-48, 1984.

GHOLIKANDI, G. B.; MORADHASSELI, M.; RIAHI, R. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale HSFCW in West Iran. **Desalination**, v. 248, p. 977–987, 2009.

GIL, A. **Como elaborar projetos de pesquisa**. Atlas: São Paulo, 2007.

GILL, L. W.; RING, P.; CASEY, B.; HIGGINS, N. M. P.; JOHNSTON, P. M. Long term heavy metal removal by a constructed *wetland* treating rainfall runoff from a motorway. **Science of the Total Environment**, p. 32–44, 2017.

GILL, L. W.; RING, P.; HIGGINS, N. M. P.; JOHNSTON, P. M. Accumulation of heavy metals in a constructed *wetland* treating road runoff. **Ecological Engineering**, p. 133-139, 2014.

GILLESPIE, W. B. JR.; HAWKINS, W. B.; RODGERS, J. H. JR.; CANO, M. L.; DORN, P. B. Transfers and transformations of zinc in constructed *wetlands*: Mitigation of a refinery effluent. **Ecological Engineering**, v. 14, p. 279–292, 2002.

GIRAUD, F.; GUIRAUD, P.; KADRI, M.; BLAKE, G.; STEIMAN, R. Biodegradation of anthracene and fluoranthene by fungi isolated from an experimental constructed *wetland* for wastewater treatment. **Water research**, v. 35, p. 4126-4136, 2001.

GOMES, M. V. T.; SOUZA, R. R. de; TELES, V. S.; MENDES, É. A. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed *wetland*. **Chemosphere**, p. 228–233, 2014.

- GOULET, R. R.; PICK, F. R. Changes in dissolved and total Fe and Mn in a young constructed *wetland*: Implications for retention performance. **Ecological Engineering**, p. 373-384, 2001.
- GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. London: Imperial College Press, p. 1420, 2004.
- GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Constructed *wetlands* in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. **Ecological Engineering**, v. 12, p. 39-55, 1999.
- GSCHLÖBL, T.; STEINMANN, C.; SCHLEYPEN, P.; MELZER, A. Constructed *wetlands* for effluent polishing of lagoons. **Water research**, v. 32, p. 2639-2645, 1998.
- GUO, H.; ZHOU, J.; SU, J.; ZHANG, Z. Integration of nitrification and denitrification in airlift bioreactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 23, n. 1, p. 57-62, 2005.
- HADAD, H. R.; MAINE, M. A.; BONETTO, C. A. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed *wetland* for industrial wastewater treatment. **Chemosphere**, p. 1744–1753, 2006.
- HAKK, H.; SIKORA, L.; CASEY, F. X. M. Fate of estrone in laboratory-scale constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 111, p. 60–68, 2018.
- HALLING-SØRENSEN, B.; NIELSEN, S. N.; LANZKY, P. F.; INGERSLEV, F.; LUTZHEFT, H. C. H.; JØRGENSEN S. E. Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A review. **Chemosphere**, v. 36, n. 2, p. 357-393, 1998.
- HAMAAMIN, Y. A.; ADHIKARI, U.; NEJADHASHEMI, A. P.; HARRIGAN, T.; REINHOLD, D. M. Modeling Escherichia coli removal in constructed *wetlands* under pulse loading. **Water research**, p. 441-454, 2014.
- HAMMER, D. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, Inc. p. 831, 1989.
- HAN, J.; TAO, W. Treatment performance and copper removal mechanisms of a vegetated submerged bed receiving leachate from ACQ-treated lumber. **Ecological Engineering**, p. 162–168, 2014.
- HARMON, S. M.; KING, J. K.; GLADDEN, J. B.; CHANDLER, G. T.; NEWMAN, L. A. Mercury body burdens in *Gambusia holbrooki* and *Erimyzon sucetta* in a *wetland* mesocosm amended with sulfate. **Chemosphere**, v. 59, p. 227-233, 2005.
- HE, S.; WANG, Y.; LI, C.; LI, Y.; ZHOU, J. The nitrogen removal performance and microbial communities in a two-stage deep sequencing constructed *wetland* for advanced treatment of secondary effluent. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 82–88, 2018.
- HEADLEY, T.; NIVALA, J.; KASSA, K.; OLSSON, L.; WALLACE, S.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 565-574, 2013.

HENCH, K. R.; BISSONNTTE, G. K.; SEXSTONE, A. J.; COLEMAN, J. G.; GARBUTT, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed *wetlands*. **Water Research**, v. 37, p. 921-927, 2003.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; NOVO, M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; GASTIL, M. Dual-season mapping of *wetland* inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, p. 404-428, 2003.

HIGNITE, C.; AZARNOFF, D. L. Drugs and drug metabolites as environmental contaminants: Chlorophenoxyisobutyrate and salicylic acid in sewage water effluent. **Life Sciences**, v. 20, n. 2, p. 337-341, 1977.

HIJOSA-VALSERO, M.; FINK, G.; SCHLÜSENER, M. P.; SIDRACH-CARDONA, R.; MARTÍN-VILLACORTA, J.; TERNES, T.; BÉCARES, E. Removal of antibiotics from urban wastewater by constructed *wetland* optimization. **Chemosphere**, p. 713-719, 2011.

HIJOSA-VALSERO, M.; REYES-CONTRERAS, C.; DOMÍNGUEZ, C.; BÉCARES, E.; BAYONA, J. M. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed *wetland* compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. **Chemosphere**, p. 508-517, 2016.

HIJOSA-VALSERO, M.; SIDRACH-CARDONA, R.; MARTÍN-VILLACORTA, J.; BÉCARES, E. Optimization of performance assessment and design characteristics in constructed *wetlands* for the removal of organic matter. **Chemosphere**, p. 651-657, 2010.

HILL, V. R.; SOBSEY, M. D. **Pathogens reductions in constructed wetlands treating swine wastewater**. In: 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 511-517, 2000.

HOAI, V. N. N.; FARRAH, H. E.; LAWRENCE, G. A.; ORR, G. L. Efficiency of a small artificial *wetland* with an industrial urban catchment. **Science of the Total Environment**, p. 221-237, 1998.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. Technology review of constructed *wetlands*: Subsurface flow constructed *wetlands* for greywater and domestic wastewater treatment. **Deutsche Gesellschaft für**. Eschborn: Rotaria, Alemanha, 2011.

HOU, J.; XIA, L.; MA, T.; ZHANG, Y.; ZHOU, Y.; HE, X. Achieving short-cut nitrification and denitrification in modified intermittently aerated constructed *wetland*. **Bioresource Technology**, v. 232, p. 10-17, 2017.

HOUESHEL, C. D.; HULTINE, K. R.; JOHNSON, N. C.; POMEROY, C. A. Evaluation of three vegetation treatments in bioretention gardens in a semi-arid climate. **Landscape and Urban Planning**, p. 62-72, 2015.

HSUEH, M.; YANG, L.; HSIEH, L.; LIN, H. Nitrogen removal along the treatment cells of a free-water surface constructed *wetland* in subtropical Taiwan. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 579-587, 2014.

HU, Y.; HE, F.; MA, L.; ZHANG, Y.; WU, Z. Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed *wetland* systems. **Bioresource Technology**, v. 207, p. 339-345, 2016.

HUANG, J.; CAI, W.; ZHONG, Q.; WANG, S. Influence of temperature on micro-environment, plant eco-physiology and nitrogen removal effect in subsurface flow constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, p. 242– 248, 2013.

HUANG, J.; RENEAU, JR. R. B.; HAGEDORN, C. Nitrogen removal in constructed *wetlands* employed to treat domestic wastewater. **Water Research**, v. 34, p. 2582-2588, 2000.

HUANG, Y.; ORTIZ, L.; AGUIRRE, P.; GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; BAYONA, J. M. Effect of design parameters in horizontal flow constructed *wetland* on the behaviour of volatile fatty acids and volatile alkylsulfides. **Chemosphere**, v. 59, p. 769-777, 2005.

HUSIN, Y. A.; MURDIYARSO, D.; KHALIL, M. A. K.; RASMUSSEN, R. A.; SHEARER, M. J.; SABIHAM, S.; SUNAR, A.; ADIJUWANA, H. Methane flux from Indonesian *wetland* rice: The effects of water management and rice variety. **Chemosphere**, v. 31, p. 3153-3180, 1995.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e solo). Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas: Campinas, 2001.

HUSSEIN, A.; SCHOLZ, M. Dye wastewater treatment by vertical-flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, p. 28–38, 2017.

IBEKWE, A. M.; MA, J.; MURINDA, S.; REDDY, G. B. Bacterial community dynamics in surface flow constructed *wetlands* for the treatment of swine waste. **Science of the Total Environment**, p. 68–76, 2016.

IMFELD, G.; LEFRANCQ, M.; MAILLARD, E.; PAYRAUDEAU, S. Transport and attenuation of dissolved glyphosate and AMPA in a stormwater *wetland*. **Chemosphere**, p. 1333-1339, 2013.

INABA, K. Quantitative assessment of natural purification in *wetland* for linear alkylbenzenesulfonates. **Water Research**, v. 26, p. 893-898, 1992.

INGERSOLL, T. L.; BAKER, L. A. Nitrate removal in *wetland* microcosms. **Water research**, v. 32, p. 677-684, 1998.

IWA – Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report. n. 8. Londres, Inglaterra: IWA Publishing. p. 156, 2000.

JÁCOME, J. A.; MOLINA, J.; SUÁRREZ, J.; MOSQUEIRA, G.; TORRES, D. Performance of constructed *wetland* applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). **Ecological Engineering**, p. 324–329, 2016.

JI, G. D.; SUN, T. H.; NI, J. R. Surface flow constructed *wetland* for heavy oil-produced water treatment. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 436–441, 2007.

JI, G.; SUN, T.; ZHOU, Q.; SUI, X.; CHANG, S.; LI, P. Constructed subsurface flow *wetland* for treating heavy oil-produced water of the Liaohe Oilfield in China. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 459–465, 2002.

JIANLONG, W.; NING, Y. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 1223-1229, 2004.

JING, S.; LIN, Y. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed *wetlands* treating polluted river water in southern Taiwan. **Environmental Pollution**, v. 127, p. 291–301, 2004.

JING, S.; LIN, Y.; LEE, D.; WANG, T. Nutrient removal from polluted river water by using constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, v.76, p. 131-135, 2001.

JOO, H.S.; HIRAI, M.; SHODA, M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification - aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* N. 4. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 100, n. 2, p. 184-191, 2005.

JUNSAN, W.; YUHUA, C.; OIAN, S. **The application of constructed *wetlands* to effluent purification in pig farm.** In: 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 1477-1480, 2000.

KADLEC, R. H; WALLACE, S. D. **Treatment *Wetlands*.** Boca Raton. Florida: CRC Press. 2^a ed, p. 965, 2009.

KADLEC, R. H.; BAYSB, J. S.; MOKRYC, L. E.; ANDREWS, D.; ERNST, M. R. Performance analysis of the Richland-Chambers treatment *wetlands*. **Ecological Engineering**, p. 176–190, 2011.

KADLEC, R. H.; CUVELLIER, C.; STOBBER, T. Performance of the Columbia, Missouri, treatment *wetland*. **Ecological Engineering**, p. 672–684, 2010a.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment *Wetlands*.** Boca Raton. Florida: Lewis Publishers. 1^a ed, p. 893, 1996.

KADLEC, R. H.; ROY, S. B.; MUNSON, R. K.; CHARLTON, S.; BROWNLIE, W. Water quality performance of treatment *wetlands* in the Imperial Valley, California. **Ecological Engineering**, p. 1093–1107, 2010b.

KADLEC, R. H.; TANNER, C. C.; HALLY, V. M.; GIBBS, M. M. Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed *wetlands*: Implications for treatment response. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 365-381, 2005.

- KAMARUDZAMAN, A. N.; ISMAIL, N. S.; AZIZ, R. A.; JALIL, M. F. A. Removal of nutrients from landfill leachate using subsurface flow constructed *wetland* planted with *limnocharisflava* and *scirpus*. In: 2011 **International Conference on Environmental and Computer Science**, 2011.
- KEARNEY, M. A.; ZHU, W.; GRANNEY, J. Inorganic nitrogen dynamics in an urban constructed *wetland* under base-flow and storm-flow conditions. **Ecological Engineering**, p. 183–191, 2013.
- KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed *wetlands* treating domestic waste water. **Desalination**, v. 185, p. 383–389, 2005.
- KERN, J.; IDLER, C. Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. **Ecological Engineering**, v. 12, p. 13-25, 1999.
- KIM, B.; GAUTIER, M.; PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P.; MICHEL, P.; GOURDON, R. Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed *wetland* with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 41-47, 2014.
- KIM, S.; AGA, D. S. Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 10, n. 8, p. 559-573, 2007.
- KING, J. K.; HARMON, S. M.; FU, T. T.; GLADDEN, J. B. Mercury removal, methylmercury formation, and sulfate-reducing bacteria profiles in *wetland* mesocosms. **Chemosphere**, p. 859–870, 2002.
- KIRUI, W. K.; WU, S.; KIZITO, S.; CARVALHO, P. N.; DONG, R. Pathways of nitrobenzene degradation in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*: Effect of intermittent aeration and glucose addition. **Journal of Environmental Management**, p. 38-44, 2016.
- KOHLER, E. A.; POOLE, V. L.; REICHER, Z. J.; TURCO, R. F. Nutrient, metal, and pesticide removal during storm and nonstorm events by a constructed *wetland* on an urban golf course. **Ecological Engineering**, p. 285–298, 2004.
- KONG, L.; WANG, Y.; ZHAO, L.; CHEN, Z. Enzyme and root activities in surface-flow constructed *wetlands*. **Chemosphere**, p. 601–608, 2009.
- KONYHA, K. D.; SHAW, D. T.; WEILER, K. W. Hydrologic design of a *wetland*: advantages of continuous modeling. **Ecological Engineering**, p. 99-116, 1995.
- KOUKI, S.; M’HIRI, F.; SAIDI, N.; BELAÏD, S.; HASSEN, A. Performances of a constructed *wetland* treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. **Desalination**, v. 246, p. 452–467, 2009.
- KRONE-DAVIS, P.; WATSON, F.; HUERTOS, M. I.; STARNER, K. Assessing pesticide reduction in constructed *wetlands* using a tanks-in-series model within a Bayesian framework. **Ecological Engineering**, p. 342–352, 2013.

KÜMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment. The Annual Review of **Environment and Resources**, v. 35, p. 57-75, 2010.

KUSCHK, P.; WIEßNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIßRODT, E.; KÄSTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed *wetland* under moderate climate. **Water Research**, n. 37, p. 4236-4242, 2003.

LANG, Y.; LI, G.; WANG, X.; PENG, P.; BAI, J. Combination of Unmix and positive matrix factorization model identifying contributions to carcinogenicity and mutagenicity for polycyclic aromatic hydrocarbons sources in Liaohe delta reed *wetland* soils, China. **Chemosphere**, p. 431-437, 2015.

LANGERGRABER, G; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed *wetlands*. **Water Science Technology**, v. 48, p. 25-34, 2003.

LANE, C. R.; AUTREY, B. C. Sediment accretion and accumulation of P, N and organic C in depressional wetlands of three ecoregions of the United States. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, p. 2253-2265, 2017.

LAU, S. S. S.; CHU, L. M. The significance of sediment contamination in a coastal *wetland*, Hong Kong, China. **Water Research**, v. 34, p. 379-386, 2000.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de *wetlands* construídas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica. Universidade de São Paulo: São Paulo, 2001.

LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **Decentralized Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation**. Integrated Environmental Technologies Series. London, UK: IWA Publishers. p. 650. 2001.

LESLEY, B.; DANIEL, H.; PAUL, Y. Iron and manganese removal in *wetland* treatment systems: Rates, processes and implications for management. **Science of the total environment**, p. 1-8, 2008.

LI, F.; LU, L.; ZHENG, X.; NGO, H. H.; LIANG, S.; GUO, W.; ZHANG, X. Enhanced nitrogen removal in constructed *wetlands*: Effects of dissolved oxygen and step-feeding. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 395-402, 2014.

LI, H.; TAO, W. Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed *wetlands*: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 972-979, 2017.

LI, L.; HE, C.; JI, G.; ZHI, W.; SHENG, L. Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed *wetland* under flooded time constraints. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 266-271, 2015.

LI, M.; WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; KONG, Q. Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed *wetlands* for treating sewage treatment plant effluent: Effect of C/N ratios. **Bioresource Technology**, v. 240, p. 157–164, 2017.

LIANG, Y.; ZHU, H.; BÑUELOS, G.; YAN, B.; SHUTES, B.; CHENG, X.; CHEN, X. Removal of nutrients in saline wastewater using constructed *wetlands*: Plant species, influent loads and salinity levels as influencing factors. **Chemosphere**, v. 187, p. 52-61, 2017.

LIN, J. L.; TU, Y. U.; CHIANG P. C.; CHEN, S. H.; KAO, C. M. Using aerated gravel-packed contact bed and constructed *wetland* system for polluted river water purification: A case study in Taiwan. **Journal of Hydrology**, p. 400–408, 2015.

LIN, T.; WEN, Y.; JIANG, L.; LI, J.; YANG, S.; ZHOU, Q. Study of atrazine degradation in subsurface flow constructed *wetland* under different salinity. **Chemosphere**, p. 122–128, 2008.

LIN, Y.; JING, S.; WANG, T.; LEE, D. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed *wetlands*. **Environmental Pollution**, v. 119, p. 413–420, 2002.

LIU, G.; WANG, J. Achieving advanced nitrogen removal for small flow wastewater using a baffled bioreactor (BBR) with intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, v. 199, p. 222-228, 2017.

LIU, J.; LIANG, J.; YUAN, X.; ZENG, G.; YUAN, Y.; WU, H.; HUANG, X.; LIU, J.; HUA, S.; LI, F.; LI, X. An integrated model for assessing heavy metal exposure risk to migratory birds in *wetland* ecosystem: A case study in Dongting Lake *Wetland*, China. **Chemosphere**, p. 14–19, 2015.

LIU, L.; LIU, C.; ZHENG, J.; HUANG, X.; WANG, Z.; LIU, Y.; ZHU, G. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed *wetlands*. **Chemosphere**, p. 1088–1093, 2013.

LIZOTTE JR., R. E.; SHIELDS JR., D. S.; MURDOCK, J. N.; KNIGHT, S. S. Responses of *Hyalella azteca* and phytoplankton to a simulated agricultural runoff event in a managed backwater *wetland*. **Chemosphere**, p. 684-691, 2012.

LOCKE, M. A.; WEAVER, M. A.; ZABLOTOWICZ, R. M.; STEINRIEDE, R. W.; BRYSON C. T.; CULLUM, R. F. Constructed *wetlands* as a component of the agricultural landscape: Mitigation of herbicides in simulated runoff from upland drainage areas. **Chemosphere**, p. 1532–1538, 2011.

LOFRANO, G.; BROWN, J. Wastewater management through the ages: A History of mankind. **Science of the total environment**. v. 48, p. 5255 – 5261, 2010.

LONG, Y.; ZHANG, Z.; PAN, X.; LI, B.; XIE, S.; GUO, Q. Substrate influences on archaeal and bacterial assemblages in constructed *wetland* microcosms. **Ecological Engineering**, p. 437–442, 2016.

LOW, D.; TAN, K.; ANDERSON, T.; COBB, G. P.; LIU, J.; JACKSON, W. A. Treatment of RDX using down-flow constructed *wetland* mesocosms. **Ecological engineering**, v. 32, p.72-80, 2008.

LV, T.; ZHANG, Y.; CASAS, M. E.; CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; BESTER, K.; BRIX, H. Phytoremediation of imazalil and tebuconazole by four emergent *wetland* plant species in hydroponic medium. **Chemosphere**, p. 459-466, 2016.

MACHATE, T.; NOLL, H.; BEHRENS, H.; KETTRUP, A. Degradation of phenanthrene and hydraulic characteristics in a constructed *wetland*. **Water research**, v. 31, p. 554-560, 1997.

MAGRI, M. E.; LEMOS, E.; KLAUS, G.; FRANCISCO, J. G. Z.; PHILIPPI, L. S. **Desempenho de um sistema tipo tanque séptico seguido de filtro plantado com macrófitas no tratamento de águas cinzas**. In: 26° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre: ABES, 2011.

MAILLARD, E.; PAYRAUDEAU, S.; FAIVRE, E.; GRÉGOIRE, C.; GANGLOFF, S.; IMFELD, G. Removal of pesticide mixtures in a stormwater *wetland* collecting runoff from a vineyard catchment. **Science of the Total Environment**, p. 2317–2324, 2011.

MAINE, M. A.; SUÑE, N.; HADAD, H.; SÁNCHEZ, G.; BONETTO, C. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed *wetland*. **Journal of Environmental Management**, p. 355-363, 2009.

MAINE, M. A.; SUÑE, N.; HADAD, H.; SÁNCHEZ, G.; BONETTO, C. Nutrient and metal removal in a constructed *wetland* for wastewater treatment from a metallurgic industry. **Ecological Engineering**, p. 341-347, 2006.

MAINE, M. A.; SUÑE, N.; HADAD, H.; SÁNCHEZ, G.; BONETTO, C. Removal efficiency of a constructed *wetland* for wastewater treatment according to vegetation dominance. **Chemosphere**, p. 1105–1113, 2007.

MALECKI-BROWN, L. M.; WHITE, J. R.; BRIX, H. Alum application to improve water quality in a municipal wastewater treatment *wetland*: Effects on macrophyte growth and nutrient uptake. **Chemosphere**, p. 186–192, 2010.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed *wetlands*. **Water research**, v. 43, p. 535-545, 2009.

MARRUGO-NEGRETE, J.; ENAMORADO-MONTES, G.; DURANGO-HERNÁNDEZ, J.; PINEDO-HERNÁNDEZ, J.; DÍEZ, S. Removal of mercury from gold mine effluents using *Limncharis flava* in constructed *wetlands*. **Chemosphere**, p. 188-192, 2017.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NARS, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental management**. v. 90, p. 652-659, 2009.

MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J. M. Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. **Water Research**, v. 43, p. 55-62, 2009.

MATAMOROS, V.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed *wetland* fed with secondary effluent. **Water Research**, v. 42, p. 653-660, 2008.

MATAMOROS, V.; PUIGAGUT, J.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. Behavior of selected priority organic pollutants in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*: A preliminary screening. **Chemosphere**, p. 1374–1380, 2007.

MATAMOROS, V.; SALVADÓ, V. Evaluation of the seasonal performance of a water reclamation pond-constructed *wetland* system for removing emerging contaminants. **Chemosphere**, p. 111-117, 2012.

MATHESON, F. E.; SUKIAS, J. P. Nitrate removal processes in a constructed *wetland* treating drainage from dairy pasture. **Ecological Engineering**, p. 1260–1265, 2010.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. **Extraction capacity of plant grown in constructed *wetland* systems used to dairy wastewater treatment.** In: 12th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Venice: IWA, v. 2, p. 1395-1399, 2010b.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010a.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. **Constructed *wetland* systems efficiency in pollutants removal of swine wastewater.** In: 12th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Venice: IWA, v. 2, p. 1400-1405, 2010d.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; MARTINEZ, M. A.; TÓTOLA, M. R.; AZEVEDO, A. A. Tifton grass yield on constructed *wetland* used for swine wastewater treatment. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 510-516, 2010c.

MATSUMOTO, S.; TERADA, A.; TSUNEDA, S. Modeling of membrane-aerated biofilm: effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. **Biochemical Engineering Journal**, v. 37, n. 1, p. 98-107, 2007.

MAUCIELI, C.; SALVATO, M.; TAMIAZZO, J.; BORIN, M. Biomass production and soil organic carbon accumulation in a free water surface constructed *wetland* treating agricultural wastewater in North Eastern Italy. **Ecological Engineering**, p. 422–428, 2014.

MAYANARD, J. J.; DAHLGREN, R. A.; O'GEEN, A. T. Quantifying spatial variability and biogeochemical controls of ecosystem metabolism in a eutrophic flow-through *wetland*. **Ecological Engineering**, p. 221– 236, 2012.

MCBRIDE, G.; TANNER, C. Modeling biofilm nitrogen transformation in constructed *wetland* mesocosms with fluctuating water levels. **Ecological Engineering**, v. 14, p. 93–106, 2000.

MEGONIKAL, J.P., HINES, M.E., VISSCHER, P.T. **Anaerobic metabolism: linkage to trace gases and aerobic processes**. In: Schlesinger WH, editor. Biogeochemistry. Oxford, U.K., Elsevier-Pergamon, p. 317–424, 2004.

MELO, L.F. **Biofilm formation and its role in fixed film process**. In: MARA, D.; HORAN, N. The handbook of water and wastewater microbiology. Elsevier, p. 819, 2003.

MENG, P.; PEI, H.; HU, W.; SHAO, Y.; LI, Z. How to increase microbial degradation in constructed *wetlands*: Influencing factors and improvement measures. **Bioresource Technology**, v. 157, p. 316–326, 2014.

MESSER, T. L.; BURCHE II, M. R.; BURGAND, F.; BROOME, S. W.; CHESCHEIR, G. Nitrate removal potential of restored *wetlands* loaded with agricultural drainage water: A mesocosm scale experimental approach. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 541–554, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Metcalf e Eddy, Inc. 4^a ed. New York: McGraw-Hill. 2003.

MITSCH, W. J.; NEDRICH, S. M.; HARTER, S. K.; ANDERSON, C.; NAHLIK, A. M.; BERNAL, B. Sedimentation in created freshwater riverine *wetlands*: 15 years of succession and contrast of methods. **Ecological Engineering**, p. 25–34, 2014.

MITSCH, W. J.; WISE, K. M. Water quality, fate of metals, and predictive model validation of a constructed *wetland* treating acid mine drainage. **Water research**, p. 1888-1900, 1998.

MOIR, J. W. B.; CROSSMAN, L. C.; SPIRO, S.; RICHARDSON, D. J. The purification of ammonia monooxygenase from *Paracoccus denitrificans*. **FEBS Letters**, v. 387, p. 71-74, 1996.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed *wetlands* under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. 3, p. 606-612, 2006.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE, S.; LIENARD, A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed *wetlands*: A full-scale experiment study. **Ecological engineering**, v. 34, p. 23-29, 2008.

MONTEIRO, R. C. M.; HESPANHOL, I.; SUBTIL, E. L.; SILVA, R. J. M. **Avaliação de sistemas tipo *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial no tratamento de água cinza visando a remoção de matéria orgânica e fósforo**. In: 25^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife: ABES, 2009.

MOORE, M. T.; RODGERS, JR. J. H.; COOPER, C. M.; SMITH JR., S. Constructed *wetlands* for mitigation of atrazine associated agricultural runoff. **Environmental Pollution**, v. 110, p. 393-399, 2000.

MORRISSEY, L. A.; ZOBEL, D. B.; LIVINGSTON, G. P. Significance of stomatal control on methane release from carex-dominated *wetlands*. **Chemosphere**, v. 26, p. 339-355, 1993.

MOSHIRI, G. A. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, p. 632, 1993.

MOTHES, F.; REICHE, N.; FIEDLER, P.; MOEDER, M.; BORSDORF, H. Capability of headspace-based sample preparation methods for the determination of methyl tert-butyl ether and benzene in reed (*phragmites australis*) from constructed *wetlands*. **Chemosphere**, p. 396–403, 2010.

MOTTA MARQUES, D. M. L. **Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial**. Capítulo 15, p. 409-435. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Campos, J. R. (coord). Rede Cooperativa de Pesquisas – PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, p. 435, 1999.

MOTTA MARQUES, D. M. L.; LEITE, G. R.; GIOVANNINI, S. G. T. **Performance of two macrophytes species in experimental wetlands receiving variable loads of anaerobically treated municipal wastewater**. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 719-725, 2000.

MUNGUR, A. S.; SHUTES, R. B. E.; REVITT, D. M.; HOUSE, M. A. An assessment of metal removal by a laboratory scale *wetland*. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 125-133, 1997.

NAIRN, R. W.; MITSCH, W. J. Phosphorus removal in created *wetland* ponds receiving river overflow. **Ecological Engineering**, v. 14, p. 107–126, 1999.

NERALLA, S.; WEAVER, R. W.; LESIKAR, B. J.; PERSYN, R. A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 19-25, 2000.

NIVALA, J.; HOOS, M. B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed *wetland*. **Science of the Total Environment**, p. 19–27, 2007.

NUVOLARI, A. O lançamento *in natura* e seus impactos. In: _____ (Coord.). **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 1^a ed. São Paulo: Edgard Blucher. p. 171-207, 2003.

NYQUIST, J.; GREGER, M. A field study of constructed *wetlands* for preventing and treating acid mine drainage. **Ecological engineering**, p. 630–642, 2009.

OKE B. H; JUWARKAR A. S. **Removal of heavy metals from domestic wastewater using constructed wetland system**. In: 15th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Vienna, Austria, v. I, International Association on Water Quality, p. 17-1 – 17-7, 1996.

- OLIVIE-LAUQUET, G.; GRUAU, G.; DIA, A.; RIOU, C.; JAFFREZIC, A.; HENIN, O. Release of trace elements in *wetlands*: role of seasonal variability. **Water research**, p. 943-952, 2001.
- O'LUANAIGH, N. D.; GOODHUE, R.; GILL, L. W. Nutrient removal from on-site domestic wastewater in horizontal subsurface flow reed beds in Ireland. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1266–1276, 2010.
- OUELLET-PLAMONDON, C.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed *wetlands* in cold climate. **Ecological engineering**, v. 27, p. 258-264, 2006.
- OUYANG, Y.; LUO, S. M.; CUI, H. Estimation of nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 453–459, 2011.
- OWEN, D. E.; OTTON, J. K. Mountain *wetlands*: efficient uranium filters - potential impacts. **Ecological engineering**, p. 77-93, 1995.
- PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo**. Fundo Editorial da AESABESP. 1ª ed. São Paulo, p. 232, 1997.
- PANGALA, S. R.; REAY, D. S.; HEAL, K. V. Mitigation of methane emissions from constructed farm *wetlands*. **Chemosphere**, p. 493–499, 2010.
- PANT, H. K.; REDDY, K. R.; LEMON, E. Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 17, p. 345–355, 2001.
- PAPAEVANGELOU, V. A.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. Chromium removal from wastewater using HSF and VF pilot-scale constructed *wetlands*: Overall performance, and fate and distribution of this element within the *wetland* environment. **Chemosphere**, p. 716-730, 2017.
- PARK, N.; VANDERFORD, B. J.; SNYDER, S. A.; SARP, S.; KIM, S. D.; CHO, J. Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed *wetlands* under anoxic condition. **Ecological engineering**, p. 418-423, 2009.
- PARKER, D. S. Trickling filter mythology. **Journal of Environmental Engineering**, v. 105, p. 618 – 625, 1999.
- PARKER, D. S.; RICHARDS, T. Nitrification in trickling filters. **Journal WPCF**, v. 58, p. 896-901, 1986.
- PEDESCOLL, A.; CORZO, A.; ÁLVAREZ, E.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*: An experimental evaluation. **Water research**, p. 3579-3789, 2011.
- PEDESCOLL, A.; SIDRACH-CARDONA, R.; SÁNCHEZ, J. C.; BÉCARES, E. Evapotranspiration affecting redox conditions in horizontal constructed *wetlands* under Mediterranean climate: Influence of plant species. **Ecological Engineering**, p. 335–343, 2013.

PELISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em *wetlands* construído vertical**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2017.

PELISSARI, C.; ÁVILA, C.; TREIN, C. M.; GARCÍA, J.; DE ARMAS, R. D.; SEZERINO, P. H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed *wetland* treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, p. 390-399, 2017a.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; ÁVILA, C.; VIÑAS, M.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H. Influência de parâmetros operacionais sobre as populações oxidantes de amônia e desnitrificante em *wetland* construído vertical. **TECNO-LÓGICA**, v. 22, n. 1, p. 01-05, 2018.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; MARC VIÑAS, M.; SOUZA, S, S.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H.; CRISTINA ÁVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed *wetland* treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, p. 642–650, 2017b.

PELISSARI, C.; SANTOS, M. O. DOS; ROUSSO, B. Z.; BENTO, A. P.; ARMAS, R. D. DE; SEZERINO, P. H. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 180–188, 2016.

PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; BENTO, A. P.; JUNIOR, O. DE C.; PHILIPPI, L. S. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed *wetlands* applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 307–310, 2014.

PERKINS, J.; HUNTER, C. Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed *wetland* in Yorkshire, England. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1941-1947, 2000.

PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**, v. 40, n.3, p. 125-131, 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis. Ed. do Autor, 2004.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed *wetlands* for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? **Water Science and Technology**, v. 35. n. 3. p. 175-181, 1997.

POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REDDY, G. B.; STONE, K. C.; JOHNSON, M. H.; GRUBBS, A. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed *wetlands*. **Ecological engineering**, p. 43-50, 2007.

POACH, M. E.; HUNT, P. G.; VANOTTI, M. B.; STONE, K. C.; MATHENY, T. A.; JOHNSON, M. H.; SADLER, E. J. Improved nitrogen treatment by constructed *wetlands* receiving partially nitrified liquid swine manure. **Ecological Engineering**. Vol. 20. 183-197, 2003.

POTIN, O.; RAFIN, C.; VEIGNIE, E. Bioremediation of an aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated soil by filamentous fungi isolated from the soil. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 54, n. 1, p. 45-52, 2004.

PRIGENT, S.; PAING, J.; ANDRES, Y.; CHAZARENC, F. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed *Wetland* (VFCW). **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p. 1461-1467, 2013.

PRIOR, H.; JOHNES, P. J. Regulation of surface water quality in a Cretaceous Chalk catchment, UK: an assessment of the relative importance of instream and *wetland* processes. **Science of the Total Environment**, p. 159-174, 2002.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed *wetlands* using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecological Engineering**, v. 26, p. 293–303, 2006.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I., ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed *wetlands*, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. **Ecological engineering**, p. 57-66, 2007.

PUIGAGUT, J.; MALTAIS-LANDRY, G.; GAGNON, V.; BRISSON, J. Are ciliated protozoa communities affected by macrophyte species, date of sampling and location in horizontal sub-surface flow constructed *wetlands*? **Water research**, v. 46, p. 3005-3013, 2012.

PUIGAGUT, J.; VILLASEÑORR, J.; SALAS, J. J.; BÉCARES, E.; GARCIA, J. Subsurface-flow constructed *wetlands* in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. **Ecological Engineering**, v. 30, p. 312–319, 2007.

RAHMANA, K. Z.; WIESSNERB, A.; KUSCHKB, P.; AFFERDENA, M. V.; MATTUSCHC, J.; MÜLLERA, R. A. Fate and distribution of arsenic in laboratory-scale subsurface horizontal-flow constructed *wetlands* treating an artificial wastewater. **Ecological Engineering**, p. 1214–1224, 2011.

RAISIN, G. W.; MITCHELL, D. S.; CROOME, R. L. The effectiveness of a small constructed *wetland* in ameliorating diffuse nutrient loadings from in Australian rural catchment. **Ecological Engineering**, v. 9, p. 19–35, 1997.

RAISIN, G.; BARTLEY, J.; CROOME, R. Groundwater influence on the water balance and nutrient budget of a small natural *wetland* in Northeastern Victoria, Australia. **Ecological Engineering**, v. 12, p. 133-147, 1999.

- RAMPRASAD, C.; PHILIP, L. Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed *wetlands* while treating greywater. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 458–468, 2016.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2a ed., McGraw-Hill, p. 434, 1995.
- REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. **Soil processes regulating water quality in wetlands**. In W. Mitsch. *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier. New York, p. 324, 1994.
- REGUEIRO, J.; MATAMOROS, V.; THIBAUT, R.; PORTE, C.; BAYONA, J. M. Use of effect-directed analysis for the identification of organic toxicants in surface flow constructed *wetland* sediments. **Chemosphere**, p. 1165–1175, 2013.
- REINELT, L. E.; HORNER, R. R. Pollutant removal from stormwater runoff by palustrine *wetlands* based on comprehensive budgets. **Ecological engineering**, p. 77-97, 1995.
- REINOSO, R.; TORRES, L. A.; BÉCARES, E. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. **Science of the total environment**, p. 80-86, 2008.
- REUTER, J. E.; JOHAN, T.; GOLDMAN, C. R. The Use of *Wetlands* for Nutrient Removal from Surface Runoff in a Cold Climate Region of California--Results from a Newly Constructed *Wetland* at Lake Tahoe. **Journal of Environmental Management**, v. 36, p. 35-53, 1992.
- REYES-CONTRERAS, C.; HIJOSA-VALSERO, M.; SIDRACH-CARDONA, R.; BAYONA, J. M.; BÉCARES, E. Temporal evolution in PPCP removal from urban wastewater by constructed *wetlands* of different configuration: A medium-term study. **Chemosphere**, p. 161-167, 2012.
- REYES-CONTRERAS, C.; MATAMOROS, V.; RUIZ, I.; SOTO, M.; BAYONA J. M. Evaluation of PPCPs removal in a combined anaerobic digester-constructed *wetland* pilot plant treating urban wastewater. **Chemosphere**, p. 1200-1207, 2011.
- RICHARDSON, D. Bacterial respiration: A flexible process for a changing environment. **Microbiology**, v. 146, p. 551-571, 2000.
- RIGGIO, V. A.; RUFFINO, B.; CAMPO, G.; COMINO, E.; COMOGLIO, C.; ZANETTI, M. Constructed *wetlands* for the reuse of industrial wastewater: A case-study. **Journal of Cleaner Production**, p. 723-732, 2018.
- RITTMANN, B.; MCARTY, P. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. New York: McGraw-hill International Editions, p. 754, 2001.
- ROBERTSON, L. A.; VAN NIEL, E. W. J.; TORREMANS, R. A. M.; KUENEN, J. G. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 54, p. 2812-2818, 1988.

- RODGERS, J. H. JR.; DUNN, A. Developing design guidelines for constructed *wetlands* to remove pesticides from agricultural runoff. **Ecological Engineering**, v. 1, p. 83-95, 1992.
- ROQUETTE PINTO, C. L.; RISSO, L.; PEREIRA, R. G.; OLIVEIRA, M; JORGE, J. B. **Wetland system for agricultures and animal industry**. In: 7th International Conference on *Wetland Systems for Water Pollution Control*. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 1417-1423, 2000.
- RONKANEN, A.; KLOVE, B. Hydraulics and flow modelling of water treatment *wetlands* constructed on peatlands in Northern Finland. **Water research**, p. 3826-3836, 2008.
- ROSE, T. R.; SANCHEZ-BAYO, F.; CROSSAN, A. N.; KENNEDY, I. R. Pesticide removal from cotton farm tailwater by a pilot-scale ponded *wetland*. **Chemosphere**, p. 1849–1858, 2006.
- ROSENBERRY, D. O.; WINTER, T. C. Dynamics of water-table fluctuations in an upland between two prairie-pothole *wetlands* in North Dakota. **Journal of Hydrology**, v. 191, p. 266-289, 1997.
- ROSTON, D. M.; MANSOR, M. T. **Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão subsuperficial: avaliação da remoção de nitrogênio**. In: 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, RJ: ABES, p. 519-524, 1999.
- ROULET, N. T.; WOO, M. Hydrology of a *wetland* in the continuous permafrost region. **Journal of Hidrology**, v. 89, p. 73-91, 1986.
- ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de *wetlands* construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2017.
- ROUSSO, B. Z.; SANTOS, M. O. dos; FREITAS, M. N. de; PELISSARI, C.; FECHINE, V. Y.; SEZERINO, P. H. Avaliação de aptidão de lançamento do efluente tratado em sistema híbrido em *wetlands* construídos. **TECNO-LÓGICA**, v. 22, n. 1, p. 30-34, 2018.
- RUNES, H. B.; JENKINS, J. J.; MOORE, J. A.; BOTTOMLEY, P. J.; WILSON, B. D. Treatment of atrazine in nursery irrigation runoff by a constructed *wetland*. **Water Research**, v. 37, p. 539-550, 2003.
- SABIAA, G.; PETTAA, L.; MORETTIB, F.; CECCARELLIC, R. Combined statistical techniques for the water quality analysis of a natural *wetland* and evaluation of the potential implementation of a FWS for the area restoration: the Torre Flavia case study, Italy. **Ecological Indicators**, p. 244-253, 2018.
- SAEED, T.; AFRIN, R.; MUYEED, A. A.; SUN, G. Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed *wetland* system in Bangladesh. **Chemosphere**, p. 1065–1073, 2012.
- SAEED, T.; SUN, G. A lab-scale study of constructed *wetlands* with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. **Bioresource Technology**, p. 438–447, 2012.

SAEED, T; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed *wetlands*: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SALATI FILHO, E.; MANFRINATO, E. S. e SALATI, E. **Secondary and tertiary treatment of urban sewage utilizing the HDS system with upflow transport**. In: 5th International Conference on *Wetland Systems for Water Pollution Control*. Proceedings. Viena, Áustria: IAWO. v. I, p. VI/3-1- VI/3-6, 1996.

SALATI FILHO, E.; MARCONDES, D. S.; SALATI, E.; ELIAS, J. M.; NOGUEIRA, S. F. **Assessment of the efficiency of constructed *wetlands* system – pilot plant – for tertiary treatment**. In: 7th International Conference on *Wetland Systems for Water Pollution Control*. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 971-977, 2000.

SÁNCHEZ-CHARDI, A.; RIBEIRO, C. A. O.; NADAL, J. Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected *wetland* of Doñana. **Chemosphere**, p. 387-394, 2009.

SANTOS, M. O. dos; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N. de; SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um *wetland* construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **TECNO-LÓGICA**, v. 15, n. 1, p. 25-29, 2018.

SATOH, H.; OKABE, S.; NORIMATSU, N.; WATANABE, Y. Significance of substrate C/N ratio on structure a activity of nitrifying biofilmes determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. **Water Science and Tecnology**, v. 41, p. 317-321, 2000.

SAUMYA, S.; AKANSHA, S.; RINALDO, J.; JAYASRI, M. A.; SUTHINDHIRAN, K. Construction and evaluation of prototype subsurface flow *wetland* planted with *Heliconia angusta* for the treatment of synthetic greywater. **Journal of Cleaner Production**, p. 235-240, 2015.

SAWHILL, R. B.; FERUSON, B. K. The potential for recycling municipal sewage sludge as a substrate for *wetland* creation. **Landscape and Urban Planning**, p. 123-134, 1998.

SCHULZ, R.; PEALL, S. K. C.; HUGO, C.; KRAUSE, V. Concentration, load and toxicity of spraydrift-borne azinphos-methyl at the inlet and outlet of a constructed *wetland*. **Ecological engineering**, p. 239-245, 2001.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*construced wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. P. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. **Sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (*wetlands*)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2000, Rio de Janeiro: Anais. Rio de Janeiro, 2000.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-planta**. In: XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Lima, Peru: AIDIS, p. 9, 1998.

SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SANTOS, M. A.; KAYSER, K.; KUNST, S.; PHILIPPI, L. S.; SOARES, H. M. Nutrient removal of piggery effluent using vertical constructed *wetlands* in southern Brazil. **Water Science Technology**, v. 48, n. 2, p 129-135, 2003.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Utilização de um sistema experimental por meio de “*wetland*” construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico**. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro, BA: ABES, p. 688-697, 2000.

SGROI, M.; PELISSARI, C.; ROCCARO, P.; SEZERINO, P. H.; GARCÍA, J.; VAGLIASIND, F. G. A.; ÁVILA, C. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed *wetland* configurations. **Chemical Engineering Journal**, v. 332, p. 619-627, 2018.

SHARDENDU; SALHANI, N.; BOULYGA, S. F.; STENGEL, E. Phytoremediation of selenium by two helophyte species in subsurface flow constructed *wetland*. **Chemosphere**, v. 50, p. 967-973, 2003.

SHARMA, B.; AHLERT, R.C. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v.11, p. 897-925, 1977.

SHEN, Z.; ZHOU, Y.; LIU, J.; XIAO, Y.; CAO, R.; WU, F. Enhanced removal of nitrate using starch/PCL blends as solid carbon source in a constructed *wetland*. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 239–244, 2015.

SIEVERS, D. M. Performance of four constructed *wetlands* treating anaerobic swine lagoon effluent. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 40, n. 3, p. 769-775, 1997.

SILVEIRA, D. D.; FILHO, P.B; PHILIPPI, L.S.; KIM, B.; MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed *wetland* treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257-264, 2015.

SILYN-ROBERTS, G.; LEWIS, G. In situ analysis of nitrosomonas spp. In wastewater treatment *wetland* biofilms. **Water research**, p. 2731-2739, 2001.

SINICROPE, T. L.; LANGIS, R.; GERSBERG, R. M.; BUSNARDO, M. J.; ZEDLER, J. B. Metal removal by *wetland* mesocosms subjected to different hydroperiods. **Ecological Engineering**, v. 1, p. 309-322, 1992.

SISTANI, K. R.; MAYS, D. A.; TAYLOR, R. W. Development of natural conditions in constructed *wetlands*: Biological and chemical changes. **Ecological Engineering**, v. 12, p. 125-131, 1999.

SOARES, J. V. **Introdução a Hidrologia de Florestas**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000.

SOBOLEWSKI, A. Metal species indicate the potential of constructed *wetlands* for long-term treatment of metal mine drainage. **Ecological Engineering**, v. 6, p. 259-271, 1996.

SOHSALAM, P.; SIRIANUNTAPIBOON, S. Feasibility of using constructed *wetland* treatment for molasses wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5610–5616, 2008.

SONG, H.; NAKANO, K.; TANIGUCHI, T.; NOMURA, M.; NISHIMURA, O. Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed *wetland* with different depth. **Bioresource Technology**, p. 2945–2951, 2009.

SONG, Y.; FITCH, M.; BURKEN, J.; NASS, L.; CHILUKIRI, S.; GALE, N; ROSS, C. Lead and zinc removal by laboratory-scale constructed *wetlands*. **Water Environment Research**, v. 73, p. 37-44, 2001.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; GUIMARÃES, A. V. A. **Acumulação de fósforo em sistemas de *wetlands***. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental. João Pessoa, PB: ABES, p. 5, 2001.

SOVIK, A. K.; KLOVE, B. Emission of N₂O and CH₄ from a constructed *wetland* in southeastern Norway. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 28–37, 2007.

STEEVENS, J. A.; VANSAL, S. S.; LALLIES, K. W.; KNIGHT, S. S.; COOPER, C. M.; BENSON, W. H. Toxicological evaluation of constructed *wetland* habitat sediments utilizing *Hyalella Azteca* 10-day sediment toxicity test and bacterial bioluminescence. **Chemosphere**, p. 3167-3180, 1998.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment**. Elsevier's Science e Technology Rights Department. Reino Unido: Oxford, 2014.

STEGEMAN, C. Na raiz do problema. **Revista Globo Rural**, n. 117, p 7-9, 1995.

STERN, D., A.; KHANBILVARDI, R.; ALAIR, J. C., RICHARDSON, W. Description of flow through a natural *wetland* using dye tracer tests. **Ecological Engineering**, p. 173–184, 2001.

STOUTHAMER, A. H. Metabolic regulation including anaerobic metabolism in *Paracoccus denitrificans*. **Journal Bioenergy Biomembrana**, v. 23, p. 163-185, 1991.

SUN, G.; AUSTIN, D. Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed *wetlands*: Evidence from a mass balance study. **Chemosphere**, p.1120–1128, 2007.

SUN, G.; GRAY, K.; BIDDLESTONE, A.; COOPER, D. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system. **Water Science Technology**, v. 40, p. 139–146, 1999.

SUN, G.; ZHU, Y.; SAEED, T.; ZHANG, G.; LU, X. Nitrogen removal and microbial community profiles in six *wetland* columns receiving high ammonia load. **Chemical Engineering Journal**, v. 203, p. 326–332, 2012.

SUN, T.; LIN, W.; CHEN, G.; GUO, P.; ZENG, Y. *Wetland* ecosystem health assessment through integrating remote sensing and inventory data with an assessment model for the Hangzhou Bay, China. **Science of the Total Environment**, p. 627–640, 2016.

SUN, W.; ZHAO, H.; WANG, F.; LIU, Y.; YANG, J.; JI, M. Effect of salinity on nitrogen and phosphorus removal pathways in a hydroponic micro-ecosystem planted with *Lythrum salicaria* L. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 205–210, 2017.

SZÖGI, A. A.; HUNT, P. G. **Distribution of ammonium-N in the water-soil interface of a surface-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment.** In: 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 317-323, 2000.

TAN, E.; HSU, T.; HUANG, X.; LIN, H.; KAO, S. Nitrogen transformations and removal efficiency enhancement of a constructed *wetland* in subtropical Taiwan. **Science of the Total Environment**, v. 601–602, p. 1378–1388, 2017.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; UPSDELL, M. P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed *wetland* treating farm dairy wastewaters. **Water research**, p. 3046-3054, 1998.

TANNER, C.; D'EUGENIO, J.; MCBRIDE, G.; SUKIAS, J.; THOMPSON, K. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed *wetland* mesocosms. **Ecological Engineering**, v. 12, p. 67–92, 1999.

TATOULIS, T.; AKRATOS, C. S.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V.; STEFANAKIS, A. I. A novel horizontal subsurface flow constructed *wetland*: Reducing area requirements and clogging risk. **Chemosphere**, p. 257-268, 2017.

TAYLOR, S.M.; HE, Y.; ZHAO, B.; HUANG, J. Heterotrophic ammonium removal characteristics of an aerobic heterotrophic nitrifying-denitrifying bacterium, *Providencia rettgeri* YL. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 1336-1341, 2009.

TERZAKIS, S.; FOUNTOULAKIS, M. S.; GEORGAKI, I.; ALBANTAKIS, D.; SABATHIANAKIS, I.; KARATHANASIS, A. D.; KALOGERAKIS, N.; MANIOS, T. Constructed *wetlands* treating highway runoff in the central Mediterranean region. **Chemosphere**, p. 141–149, 2008.

THIBAUT, P.A.; ZIPPERER, W. C. Temporal changes of *wetlands* within an urbanizing agricultural landscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 28, p. 245-251, 1994.

THORÉN, A.; LEGRAND, C.; TONDESKI, K. S. Temporal export of nitrogen from a constructed *wetland*: influence of hydrology and senescing submerged plants. **Ecological Engineering**, p. 233-249, 2004.

TILLEY, D.; BROWN, M. T. *Wetland* networks for stormwater management in subtropical urban watersheds. **Ecological Engineering**, p. 131–158, 1998.

TREIN, C. N.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015.

TRUU, M.; TRUU, J.; IVASK, M. Soil microbiological and biochemical properties for assessing the effect of agricultural management practices in Estonian cultivated soils. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, p. 231-237, 2008.

TU, Y. T.; CHIANG, P. C.; YANG, J.; CHEN, S. H.; KAO, C. M. Application of a constructed *wetland* system for polluted stream remediation. **Journal of Hydrology**, p. 70-78, 2014.

TUNÇSIPER, B. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed *wetland* system. **Desalination**, v. 247, p. 466–475, 2009.

TWEEL, A. W.; BOHLEN, P. J. Influence of soft rush (*Juncus effusus*) on phosphorus flux in grazed seasonal *wetlands*. **Ecological engineering**, p. 242-251, 2008.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Manual integrated watershed management** – ecohydrology e phytotechnology. Osaka, 2004.

USEPA, U.S. Environmental Protection Agency. **Occurrence of Contaminants of Emerging Concern in Wastewater From Nine Publicly Owned Treatment Works**. Washington D. C., EUA, 2009.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas: Campinas, 2003.

VAN GROOS, P. G. K.; KAPLAN, D. I.; CHANG, H.; SEAMAN, J. C.; LI, D.; PEACOCK, A. D.; SCHECKEL, K. G.; JAFFÉ, P. R. Uranium fate in *wetland* mesocosms: Effects of plants at two iron loadings with different pH values. **Chemosphere**, p. 116-124, 2016.

VAN HAANDEL, A.C.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para o sistema de lodo ativado. In: MOTA, F.S.B., VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, p. 174-226, 2009.

VAN NIEL, E.; PAM, A.; WESSELINK, B. J.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 102, p. 109–118, 1993.

VILLASEÑOR, J.; CAPILLA, P.; RODRIGO, M. A.; CAÑIZARES, P.; FERNÁNDEZ, F. J. Operation of a horizontal subsurface flow constructed *wetland* e Microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates. **Water research**, p. 6731-6738, 2013.

VIVANT, A.; BOUTIN, C.; PROST-BOUCLE, S.; PAPIAS, S.; HARTMANN, A.; DEPRET, G.; ZIEBAL, C.; ROUX, S. L.; POURCHER, A. Free water surface constructed *wetlands* limit the dissemination of extended-spectrum beta-lactamase producing *Escherichia coli* in the natural environment. **Water Research**, v. 104, p. 178-188, 2016.

VOHLA, C.; ALAS, R.; NURK, K.; BAATZ, S.; MANDER, Ü. Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed *wetland*. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 66–74, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. v. I. 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. v. I. 2014.

VON SPERLING, M.; PAOLI, A. C. de. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 205– 209, 2013.

VRHOVSEK, D.; KUKANJA, V.; BULC, T. Constructed *wetland* (CW) for industrial waste water treatment. **Water Research**, v. 30, p. 2287-2292, 1996.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed *wetlands* systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 478–490, 2005.

VYMAZAL, J. **Plants used in constructed *wetlands* with horizontal subsurface flow: a review**. *Hydrobiologia*, p. 674, 2011.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed *wetlands* for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. **Water Research**, v. 47, p. 4795-4811, 2013.

VYMAZAL, J. **Use of reed-bed systems for the treatment of concentrated waste from agriculture**. In: 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA, p. 971-977, 2000.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed *wetland* for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. **Ecological Engineering**, p. 90–98, 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. **Science of the total environment**, v. 407, p. 3911–3922, 2009.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater **Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**; Springer: Dordrecht, 2008.

WALLACE, S.; AUSTIN, D. Emerging models for nitrogen removal in treatment *wetlands*. **Journal Environmental Health**, v. 71, p. 10-17, 2008.

WANG, Z.; LIU, Z.; YANG, Y.; LI, T.; LIU, M. Distribution of PAHs in tissues of *wetland* plants and the surrounding sediments in the Chongming *wetland*, Shanghai, China. **Chemosphere**, p. 221–227, 2012.

WANG, Z.; QI, M. H. R.; FAN, S.; WANG, Y.; FAN, T. Enhanced nitrogen removal and associated microbial characteristics in a modified single-stage tidal flow constructed *wetland* with step-feeding. **Chemical Engineering Journal**, v. 314, p. 291–300, 2017.

WEF, Water Environment Federation. **Aerobic Fixed-Growth Reactors: a special publication**. p. 340, 2000.

WHITNEY, D.; ROSSMAN, A.; HAYDEN, N. Evaluating an existing subsurface flow constructed *wetland* in Akumal, Mexico. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 105-111, 2003.

WILLIAMS, C. F.; NELSON, S. D. Comparison of Rhodamine-WT and bromide as a tracer for elucidating internal *wetland* flow dynamics. **Ecological Engineering**, p. 1492-1498, 2011.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LV, J. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed *wetlands*: Effects of aeration time and aeration rate. **International Biodeterioration e Biodegradation**, v. 113, p. 139-145, 2016.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; LIANG, S.; LV, J.; LU, S.; WU, W.; WU, S. Intensified organics and nitrogen removal in the intermittent-aerated constructed *wetland* using a novel sludge-ceramsite as substrate. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 101–107, 2016.

WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; LIANG, S. Evaluating the sustainability of free water surface flow constructed *wetlands*: Methane and nitrous oxide emissions. **Journal of Cleaner Production**, p. 152-156, 2017.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed *wetlands* in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40-55, 2014.

WU, S.; ZHANG, D.; AUSTIN, D.; DONG, R.; PANG, C. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed *wetland* performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1789-1795, 2011.

XU, D.; LI, Y.; HOWARD, A.; GUAN, Y. Effect of earthworm *Eisenia fetida* and *wetland* plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed *wetland*. **Chemosphere**, p. 201–206, 2013.

XU, D.; WANG, L., LI, Y.; HOWARD, A.; GUAN, Y.; LI, J.; XU, H. The forms and bioavailability of phosphorus in integrated vertical flow constructed *wetland* with earthworms and different substrates. **Chemosphere**, p. 492-498, 2015.

XU, D.; XIAO, E.; XU, P.; LIN, L.; ZHOU, Q.; XU, D.; WU, Z. Bacterial community and nitrate removal by simultaneous heterotrophic and autotrophic denitrification in a bio electrochemically-assisted constructed *wetland*. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 993-999, 2017.

YAN, Q.; GAO, X.; GUO, J.; ZHU, Z.; FENG, G. Insights into the molecular mechanism of the responses for *Cyperus alternifolius* to PhACs stress in constructed *wetlands*. **Chemosphere**, p. 278-289, 2016.

YANCHESHMEH, R.A.; BAKHTIARI, A.R.; MORTAZAVI, S.; SAVABIEASF AHANI, M. Sediment PAH: Contrasting levels in the Caspian Sea and Anzali *Wetland*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 84, p. 391-400, 2014.

YANG, B.; LAN, C. Y.; YANG, C. S.; LIAO, W. B.; CHANG, H.; SHU, W. S. Long-term efficiency and stability of *wetlands* for treating wastewater of a lead/zinc mine and the concurrent ecosystem development. **Environmental Pollution**, p. 499-512, 2006.

YANG, L.; LI, Z.; ZOU, L.; GAO, H. Removal capacity and pathways of phenolic endocrine disruptors in an estuarine *wetland* of natural reed bed. **Chemosphere**, p. 233-239, 2011.

YATES, C. N.; WOOTTON, B. C.; MURPHY, S. D. Performance assessment of arctic tundra municipal wastewater treatment *wetlands* through an arctic summer. **Ecological Engineering**, p. 160– 173, 2012.

ZARATE JR., F. M.; SCHULWITZ, S. E.; STEVENS, K. J.; VENABLES, B. J. Bioconcentration of triclosan, methyl-triclosan, and triclocarban in the plants and sediments of a constructed *wetland*. **Chemosphere**, p. 323–329, 2012.

ZHANG, C.B.; WANG, J.; LIU, W.L.; ZHU, S.X.; GE, H.L.; CHANG, S.X.; CHANG, J.; GE, Y. Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 62-68, 2010.

ZHANG, D. Q.; GERSBERG, R. M.; HUA, T.; ZHU, J.; TUAN, N. A.; TAN, S. K. Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed *wetlands* at varying hydraulic loading rates. **Chemosphere**, p. 273–277, 2012.

ZHANG, J.; WU, P.; HAO, B.; YU, Z. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by the bacterium *Pseudomonas stutzeri* YZN-001. **Bioresourch Technology**, v. 102, p. 9866-9869, 2011.

ZHANG, L.; XIA, X.; ZHAO, Y.; XI, B.; YAN, Y.; GUO, X.; XIONG, Y.; ZHAN, J. The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1614– 1619, 2011.

ZHANG, M.; LUO, P.; LIU, F.; LI, H.; ZHANG, S.; XIAO, R.; YIN, L.; ZHOU, J.; WU, J. Nitrogen removal and distribution of ammonia-oxidizing and denitrifying genes in an integrated constructed *wetland* for swine wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 104, p. 30–38, 2017.

ZHANG, S.; SONG, H.; YANG, X.; HUANG, S.; DAI, Z.; LI, H.; ZHANG, Y. Dynamics of antibiotic resistance genes in microbial fuel cell-coupled constructed *wetlands* treating antibiotic-polluted water. **Chemosphere**, p. 548-555, 2017a.

ZHANG, X.; HU, Z.; NGO, H. H.; ZHANG, J.; GUO, W.; LIANG, S.; XIE, H. Simultaneous improvement of waste gas purification and nitrogen removal using a novel aerated vertical flow constructed *wetland*. **Water Research**, v. 130, p. 79-87, 2018.

ZHANG, Z., CUI, B., FAN, X. Removal mechanisms of heavy metal pollution from urban runoff in *wetlands*. **Frontiers of Earth Science**, v. 6, p. 433-444, 2012.

ZHENG, G. J.; MAN, B. K. M.; LAM, J. C. W.; LAM, M. H. W.; LAM, P. K. S. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of a subtropical coastal *wetland*. **Water Research**, v. 36, p. 1457–1468, 2002.

ZHOU, X.; JIA, L.; LIANG, C.; FENG, L.; WANG, R.; WU, H. Simultaneous enhancement of nitrogen removal and nitrous oxide reduction by a saturated biochar-based intermittent aeration vertical flow constructed *wetland*: Effects of influent strength. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 1842–1850, 2018b.

ZHOU, X.; LIANG, C.; JIA, L.; FENG, L.; WANG, R.; WU, H. An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed *wetland* for low C/N wastewater treatment: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 844–850, 2018a.

ZHOU, X.; WANG, X.; ZHANG, H.; WU, H. Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed *wetland*. **Bioresource Technology**, p. 269–275, 2017.

ZHU, H.; YAN, B.; XU, Y.; GUAN, J.; LIU, S. Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed *wetlands* under different influent C/N ratios. **Ecological Engineering**, v. 63, p. 58– 63, 2014.

ZHU, T.; JENSSEN, P.; MAEHLUM, T.; AND KROGSTAD, T. Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA): potential filter media in treatment *wetlands*. **Water Science Technology**, v. 35, n. 5, p. 103-108, 1997.

ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA-BARYLA, I. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.

ZOELLER, K., BYERS, M. **US Patent 5,897,777**. 27 abr., 1999.

ZURITA, F.; DE ANTA, J.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 861–869, 2009.